

AUSWIRKUNGEN DER PFLANZENSCHUTZMITTEL- BELASTUNG AUF LEBENSGEMEINSCHAFTEN IN FLIESSGEWÄSSERN DES LANDWIRTSCHAFTLICH GEPRÄGTEN RAUMES

Von der Gemeinsamen Naturwissenschaftlichen Fakultät
der Technischen Universität Carolo-Wilhemina
zu Braunschweig

zur Erlangung des Grades eines
Doktors der Naturwissenschaften
(Dr. rer. nat.)

genehmigte
D i s s e r t a t i o n

von
Jörn Wogram
aus Braunschweig

Erster Referent: Prof. Dr. G. Rüppell
Zweiter Referent: Dr. habil. M. Liess

eingereicht am 8. März 2001
mündliche Prüfung am 30. Mai 2001

Braunschweig 2001

Vorveröffentlichungen der Dissertation

Ergebnisse aus dieser Arbeit wurden mit Genehmigung der Gemeinsamen Naturwissenschaftlichen Fakultät, vertreten durch den Mentor Prof. Dr. G. Rüppell, in folgenden Zeitschriftenartikeln und Tagungsbeiträgen veröffentlicht:

BERENZEN, N., J. WOGRAM, R. SCHULZ & M. LIESS, 2000. Integration ereignisbezogener Probennahmemethoden in die Fließgewässerbewertung. In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht 1999, Tutzing: 127-131.

LIESS, M., R. SCHULZ, N. BERENZEN, J. DREES, J. WOGRAM, 2001: Pflanzenschutzmittel-Belastung und Lebensgemeinschaften in Fließgewässern mit landwirtschaftlich genutztem Umland – Ein Beitrag zur Erarbeitung von Qualitätszielen. Abschlußbericht zum F&E-Vorhaben des Umweltbundesamtes Nr. 29624511. Zoologisches Institut TU Braunschweig, Braunschweig (*in press*).

STURM, A., J. WOGRAM, H. SEGNER & M. LIESS, 1999. Monitoring of organophosphate contamination using fish cholinesterases of different sensitivity. Poster presented at 9th Annual Meeting of SETAC Europe, Leipzig.

STURM, A., J. WOGRAM, H. SEGNER & M. LIESS, 2000. Different sensitivity to organophosphates of acetylcholinesterase from three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus*). Environ Toxicol Chem 19: 1607-1615.

WOGRAM, J., A. STURM, N. BERENZEN & M. LIESS, 2000. Cholinesterasen als Biomarker für diffuse Pflanzenschutzmittel-Einträge in Fließgewässer. In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht 1999, Tutzing: 1051–1056.

WOGRAM, J., N. BERENZEN, R. SCHULZ & M. LIESS, 2000. Linking insecticide contamination and population response in agricultural streams regarding sensitivity and recovery potential of species. Poster presented at 10th Annual Meeting of SETAC Europe, Brighton, England.

WOGRAM, J., A. STURM, H. SEGNER, & M. LIESS, 2000. Effects of parathion on acetylcholinesterase, butyrylcholinesterase and carboxylesterase in three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus* L.) following short-term exposure. Environ Toxicol Chem 20: 1528–1531.

WOGRAM, J. & M. LIESS, 2001. Rank Ordering of the Sensitivity of Macroinvertebrate Species to Toxic Compounds, by Comparison with that of *Daphnia magna*. Bull Environ Cont Toxicol 67: 360–367.

Danksagung

Herr Prof. Dr. Georg Rüppell betreute meine Arbeit. Seine wertvollen Hinweise und weiterführenden Gedanken fanden in der Arbeit Niederschlag.

Herr Dr. habil. Matthias Liess übernahm das Korreferat. Ohne seine Vorarbeit auf dem Gebiet der Freiland-Ökotoxikologie wäre die Arbeit in dieser Form nicht entstanden. Seine ständige Diskussionsbereitschaft hat mir an entscheidenden Punkten geholfen.

Herrn Dr. Ralf Schulz verdanke ich viele fachliche Anregungen und Literaturhinweise.

Herrn Dr. Armin Sturm möchte ich für die gute Zusammenarbeit bei den Fisch-Untersuchungen danken. Selten war Wissenschaft so spannend!

Herr Dr. habil. Helmut Segner ermöglichte als Leiter der Sektion „Aquatische Ökotoxikologie“ die Durchführung der Enzymmessungen am Umweltforschungszentrum Leipzig.

Herr Norbert Berenzen und Herr Peter von der Ohe zeigten sehr viel Engagement in ihren Diplomarbeiten und trugen damit entscheidend zum Gelingen der Arbeit bei.

Herrn Reinhard Huwe danke ich für die technische Hilfe und seine Ratschläge beim Bau der Probennehmer.

Herr Jakob Drees sprang bei den Freilandarbeiten zum rechten Zeitpunkt ein. Aus unseren fachlichen Diskussionen zog ich viel Nutzen.

Herr Heinz-Henning Kluge war durch sein taxonomisches Wissen bei der Artenbestimmung eine große Hilfe.

Herrn Günter Werner danke ich für seine freundliche Hilfe beim Antrag auf Graduiertenförderung.

Alexas liebevolle Unterstützung und ihre Geduld gaben mir den nötigen Rückhalt und immer neue Motivation bei der Durchführung der Arbeit.

Die vorliegende Arbeit ist Teil des F&E-Vorhabens des Umweltbundesamtes Nr. 29624511, „Pflanzenschutzmittel-Belastung und Lebensgemeinschaften in Fließgewässern mit landwirtschaftlich genutztem Umland – Ein Beitrag zur Erarbeitung von Qualitätszielen“. Sie wurde aus Mitteln des Umweltbundesamtes sowie durch ein Promotionsstipendium der Graduiertenförderung der TU Braunschweig finanziert.

Inhalt

I	Einleitung	4
II	Untersuchungskonzept	7
III	Vergleich der relativen physiologischen Empfindlichkeiten von Makroinvertebraten-Taxa	10
III-1	Einleitung	10
III-2	Material und Methoden	11
III-2.1	Datenrecherche und Aufbereitung der Daten	11
III-2.2	Bestimmung der relativen Empfindlichkeiten	12
III-2.3	Statistik	13
III-3	Ergebnisse	13
III-3.1	Ergebnisse der Literaturrecherche	13
III-3.2	Relative Empfindlichkeiten der Taxa	13
III-4	Diskussion	15
III-4.1	Ursachen der unterschiedlichen Empfindlichkeiten der Ordnungen	15
III-4.2	Übertragbarkeit der Ergebnisse auf Verhältnisse im Freiland	16
III-5	Schlußfolgerungen aus Abschnitt III	17
IV	Pflanzenschutzmittel-Belastung kleiner Fließgewässer im nord-deutschen Tiefland und ihre Auswirkungen auf die Gewässerzönose	18
IV-1	Einleitung	18
IV-2	Material und Methoden	20
IV-2.1	Auswahl der Untersuchungsgewässer	20
IV-2.2	Beprobung der PSM-Belastung	24
IV-2.2.1	Einsatz von automatischen Probennehmern	24
IV-2.2.2	Einsatz von Hochwassersammlern	26
IV-2.2.3	Analyse der Wasserproben	26
IV-2.2.4	Berechnung der Gesamtoxizität	27
IV-2.3	Bezug von Niederschlagsdaten	29
IV-2.4	Beprobung des Makrozoobenthos	29
IV-2.5	Beprobung chemisch-physikalischer Parameter	30
IV-2.6	Bewertung von Gewässerstruktur und -morphologie	32
IV-2.7	Berechnungen und Statistik	33
IV-2.7.1	Klassifizierung der gewässerbezogenen Toxizität	33
IV-2.7.2	Berechnung von Zönoseneigenschaften	33
IV-2.7.3	Erarbeitung eines zönosenbasierten Index für die Belastung mit PSM	34
IV-2.7.4	Anwendung des SR-Index auf Populationsdaten und Überprüfung der Funktion	35
IV-3	Ergebnisse	36
IV-3.1	Belastung der Untersuchungsgewässer mit PSM	36
IV-3.1.1	Niederschlagsverteilung und Anzahl der Beprobungsereignisse	36
IV-3.1.2	Belastungsmuster der Gewässer	36
IV-3.1.3	Konzentrationen und Häufigkeiten der nachgewiesenen Wirkstoffe	38

IV-3.1.4	Gesamttoxizität der nachgewiesenen PSM-Belastungen	39
IV-3.2	Strukturparameter der Gewässer	39
IV-3.3	Schwebstofffracht und physikalisch-chemische Meßparameter	39
IV-3.4	Vergleich der Zönosen-Zusammensetzung mit der PSM-Belastung	42
IV-3.4.1	Ableitung von Zeigerarten	42
IV-3.4.2	Abundanzentwicklungen in den Gewässern	43
IV-3.4.3	Anzahl physiologisch empfindlicher Arten	44
IV-3.4.4	Abundanzanteile physiologisch empfindlicher Arten	44
IV-3.4.5	Verteilung von Arten unterschiedlicher Generationsdauer	46
IV-3.4.6	Zusammenhang des SR-Index mit der PSM-Belastung	47
IV-3.4.7	Jahreszeitliche Variabilität des SR-Index	48
IV-3.5	Zusammenhang des SR-Index mit anderen Parametern	48
IV-3.5.1	Zusammenhang des SR-Index mit der Wassertemperatur	48
IV-3.5.2	Zusammenhang des SR-Index mit Strukturparametern	49
IV-3.5.3	Zusammenhang des SR-Index mit der Schwebstofffracht und biologisch-chemischen Parametern	50
IV-3.6	Vergleich der Haupt-Einflußfaktoren	50
IV-3.7	Sensitivität des SR-Index gegenüber höheren PSM-Belastungen	51
IV-4	Diskussion	52
IV-4.1	Belastung der Gewässer und Gesamttoxizität	52
IV-4.1.1	Konzentrationen der Wirkstoffe und toxikologische Bewertung	54
IV-4.1.2	Komplexität der Belastung und Ableitung der Gesamttoxizität	55
IV-4.2	Abhängigkeit der Gewässerzönose von der PSM-Belastung	56
IV-4.2.1	Das Fehlen akuter Reaktionen auf Abundanzebene	56
IV-4.2.2	Veränderung der Artenzusammensetzungen und Ableitung des SR-Index	57
IV-4.2.3	Wirkungsgrenze der PSM-Belastung im Freiland	58
IV-4.3	Einfluß weiterer Faktoren auf den SR-Index	58
IV-4.3.1	Zusammenhang von organischer und Sedimentbelastung mit dem SR-Index	59
IV-4.3.2	Zusammenhang der Gewässerstrukturen mit dem SR-Index	60
IV-4.4	Vergleich der Haupt-Einflußfaktoren des SR-Index	61
IV-5	Schlußfolgerungen aus den Ergebnissen von Abschnitt IV	62
V	Auswirkungen von Organophosphat-Belastungen auf Cholinesterasen des Dreistachligen Stichlings in Fließgewässern	63
V-1	Einleitung	63
V-2	Material und Methoden	64
V-2.1	Fang und Präparation der Fische	64
V-2.2	Biochemische Untersuchungen	65
V-2.3	Gewässer und Zeitraum der Untersuchungen	66
V-2.4	Statistik	66
V-3	Ergebnisse	67
V-3.1	Hemmung der Stichlings-ChEs durch Organophosphate in vitro	67
V-3.2	Belastung der Gewässer vor dem Fang der Fische	68
V-3.3	Abhängigkeit der ChE-Aktivität von der OP-Belastung der Gewässer	69
V-4	Diskussion	71
V-4.1	Unterschiedliche Empfindlichkeiten von BChE und AChE in vitro	71
V-4.2	Vergleich der ChE-Aktivitäten mit der OP-Belastung der Gewässer	71

V-5	Schlußfolgerungen aus Abschnitt V	72
VI	Auswirkungen kurzzeitiger Parathion-Belastungen auf Cholinesterasen des Dreistachligen Stichlings.....	73
VI-1	Einleitung.....	73
VI-2	Material und Methoden.....	74
VI-2.1	Fang und Hälterung der Fische.....	74
VI-2.2	Expositionsexperimente	74
VI-2.3	Biochemische Analysen	74
VI-2.4	Analyse der Wasserproben auf Parathion	75
VI-2.5	Berechnungen und Statistik	75
VI-3	Ergebnisse.....	76
VI-4	Diskussion	78
VI-4.1	Unterschiede in der Empfindlichkeit der verschiedenen Gewebe.....	78
VI-4.2	Vergleich der Ergebnisse mit den im Freiland gemessenen ChE-Aktivitäten.....	78
VI-4.3	Eignung der verschiedenen Cholinesterasen als Biomarker	79
VI-4.4	Grenzen der Anwendbarkeit von BChE als Biomarker und weiterer Forschungsbedarf ..	79
VI-5	Schlußfolgerungen aus Abschnitt VI	80
VII	Zusammenfassung und Bewertung der Ergebnisse der Teilprojekte.....	81
VII-1.1	PSM-Belastung von Agrarfließgewässern	81
VII-1.2	Reaktionen der Gewässerzönose auf die PSM-Belastung	81
VII-1.3	Bioverfügbarkeit der PSM und Indikatorfunktion von Cholinesterasen.....	83
VII-1.4	Ausblick auf die Ableitung von Zielvorgaben	84
VIII	Zusammenfassung	86
IX	Literatur.....	87
X	Anhang.....	94
X-1	Bei der Erarbeitung von T_{rel} berücksichtigte Literatur	101

I Einleitung

Schutzgut „Kleine Fließgewässer“

Die Wassergesetze der Bundesländer teilen die Flüsse und Bäche nach ihrer wasserwirtschaftlichen Bedeutung in Gewässer erster, zweiter und dritter Ordnung ein (u. a. NIEDERSÄCHSISCHES WASSERGESETZ, 2000). Gewässer dritter Ordnung stellen durchweg kleine, quellnahe Fließgewässer dar. Sie machen den mit Abstand größten Anteil am gesamten Gewässernetz aus: In Niedersachsen steht einer Fließstrecke von 29 800 km Gewässer erster und zweiter Ordnung eine Fließstrecke von 130 000 km Gewässer dritter Ordnung gegenüber (SELLHEIM, Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, mündliche Mitteilung).

Da kleine Fließgewässer eine im Verhältnis zu ihrem Wasservolumen besonders große Kontaktfläche zum Umland aufweisen (SCHWOERBEL, 1999), sind sie in besonderer Weise von stofflichen Belastungen aus diffusen Quellen betroffen. Gewässer, die in landwirtschaftlich genutztem Umland liegen, erfahren Einträge von Sedimenten, Nährstoffen und Pflanzenschutzmitteln (PSM) aus Drainagen, Hofabläufen, Sprayabtrift und oberflächlichen Abschwemmungen (BACH & FREDE, 1997; BACH et al., 2000). Da im Bereich der Regulierung von Schadstoffemissionen durch industrielle Einleiter und Kläranlagen in den vergangenen Jahrzehnten deutliche Fortschritte erzielt wurden (FRIEDRICH, 1998), haben die Einträge aus diffusen Quellen gegenüber diesen punktuellen Einträgen stark an Bedeutung gewonnen.

In den USA sind Einträge aus diffusen landwirtschaftlichen Quellen für einen Anteil von mehr als zwei Dritteln an der Gesamtbelastung mit Nährstoffen, Schwebstoffen und PSM verantwortlich (COOPER, 1993). KREUGER & BRINK (1988) zeigten in einer Untersuchung von verschiedenen großen Gewässersystemen, daß Gewässer kleinerer Einzugsgebiete ($< 100 \text{ km}^2$) in der Regel die höchsten Belastungen an PSM aufweisen. In Gewässern, die in Gebieten mit geringem Anteil landwirtschaftlicher Nutzfläche lagen, wurden im Rahmen dieser Untersuchungen keine oder lediglich gering konzentrierte PSM-Belastungen nachgewiesen. Dies unterstreicht die Bedeutung, die Abträge aus landwirtschaftlichen Nutzungsflächen für die PSM-Belastung kleiner Fließgewässer haben.

Aus der Sicht des Naturschutzes stellen kleine Fließgewässer ein besonders wertvolles Gut dar. Neben ihrer Bedeutung als Laichhabitat für Fische aus angrenzenden größeren Gewässern (DAHL & HULLEN, 1989) spielen sie vor allem als Refugialraum für die aquatische Zönose eine wichtige Rolle, da von ihnen aus Wiederbesiedelungen gestörter Gewässerbereiche erfolgen können. Ein Hauptanliegen des Gewässerschutzes ist daher, den Eintrag von Pflanzenschutz- und Düngemitteln zu vermeiden oder soweit wie möglich zu reduzieren. Die Anwendung von PSM wird durch behördliche Auflagen reguliert (Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft). Ziel dieser Regulationen ist, keine solchen Konzentrationen in den Gewässern entstehen zu lassen, die die dort vorhandenen Lebensgemeinschaften nachhaltig verändern würden.

Um eine wissenschaftliche Datenbasis für diese Anwendungsregulationen zu erlangen, wird in den meisten europäischen Ländern vor der Zulassung von PSM-Wirkstoffen eine sogenannte ökologische Risikoabschätzung (ecological risk assessment) vorgenommen (IRMER et al., 1994). Zum einen wird mithilfe von Labor-Testsystemen unterschiedlicher Komplexität das toxische Verhalten der Substanzen gegenüber Lebewesen mehrerer trophischer Ebenen untersucht (Konzentrations-Wirkungs-Abschätzung). Zum anderen erfolgt die Abschätzung der bei sachgemäßer Anwendung zu erwartenden Exposition der Substanz gegenüber der Umwelt (Expositionsabschätzung). Diese Abschätzung wird

bislang allein mithilfe von Simulationsansätzen mit den chemisch-physikalischen Eigenschaften der Substanz als Eingangsparametern vorgenommen (GROENENDIJK et al., 1994).

Damit wird bei der Risikoabschätzung bislang meist von dem Verhalten von vergleichsweise einfachen Systemen auf das Verhalten von Systemen höherer Komplexität geschlossen. Untersuchungsansätze, die auf Freilandhebungen basieren, sind hingegen relativ selten, obgleich die Beeinflussung von Gemeinschaften im Freiland das letztendliche Bewertungskriterium sein sollte (KOEMAN, 1982). Dies ist bereits aus erkenntnistheoretischen Gesichtspunkten heraus kritisch zu betrachten, da „ein noch so genaues Studium der einzelnen Elemente *in vitro* **nicht** eine Erkenntnis der Systemeigenschaften erlaubt. Eine rigorose Analytik, welche die organisierte Komplexität zerstört, führt zum Verlust genau jener Eigenschaften, die es zu Erkennen gilt“ (SCHWOERBEL, 1993). So ist etwa ein realistisches Nachstellen biologischer Interaktionen in Testsystemen meist problematisch, da diese gleichsam aus ihrem gesamtlandschaftlichen Kontext herausgerissen sind. Gleiches gilt für das unterschiedliche Verhalten der Bioverfügbarkeit von Toxinen in Freiland und Testsystemen (CROSSLAND, 1994; LAMPERT et al., 1989).

Eine Einbeziehung von Expositions- sowie Wirkungsdaten von PSM im Freiland in zukünftige Bewertungsansätze erscheint daher sinnvoll.

Lebensgemeinschaften in Fließgewässern

Lebensgemeinschaften (Biozöosen) sind räumliche und zeitliche Vergesellschaftungen verschiedener Populationen. Durch wechselseitige Beziehungen zwischen den beteiligten Arten und Individuen (z. B. in Form von Symbiosen, Räuber-Beute-Beziehungen oder Konkurrenz) entstehen sogenannte emergente Eigenschaften, die die einzelnen Lebensgemeinschaften charakterisieren. In diesen Eigenschaften, beispielsweise der Produktivität oder der Abbauleistung, können sich Lebensgemeinschaften ähneln, auch wenn sie in ihrer Artenzusammensetzung stark variieren (BEGON et al., 1990).

Invertebraten-Lebensgemeinschaften kleiner Fließgewässer setzen sich in der Regel aus Arten zusammen, die sich nach ihrer Ernährungsweise in ökologische Gruppen einteilen lassen: Zerkleinerer, die organisches Grobmaterial fressen, Filtrierer und Sedimentfresser, denen zum Teil das von den Zerkleinerern verdaute Material als Nahrung dient, Weidegänger, die den pflanzlichen und tierischen Aufwuchs von Hartsubstraten fressen, und schließlich Prädatoren, die andere Makroinvertebraten erbeuten (SCHWOERBEL, 1999).

Werden einzelne funktionale Gruppen solcher Lebensgemeinschaften geschädigt oder gar eliminiert, so kann dies erhebliche Veränderungen im Ökosystem zur Folge haben. So wurde nach experimenteller Kontamination eines Fließgewässers in den Appalachen (USA) mit dem Insektizid Methoxychlor ein rapider Rückgang im Abbau von organischem Grobdetritus beobachtet (WALLACE et al., 1991). In einem Fließgewässer in Hessen kam es nach einem versehentlichen Eintrag von Cypermethrin durch Forstarbeiter zu einer massenhaften Entwicklung von fädigen Grünalgen, da die Weidegänger-Gemeinschaft durch die Kontamination getötet worden war (ZWICK, 1992).

PSM-Belastung von Fließgewässern

Belastungen mit PSM treten in kleinen Fließgewässern – abgesehen von jahreszeitlichen, anwendungsbedingten Schwerpunkten – sehr unregelmäßig auf (KREUGER, 1995, LIESS et al., 1999 a). Die Spitzenbelastungen dauern meist lediglich Minuten bis wenige Stunden an. Die Belastungsmessung ist daher in der Praxis mit Schwierigkeiten verbunden. Zusätzlich erschwert die Tatsache, daß bei landwirtschaftlichen Flächen grundsätzlich von Einträgen aus diffusen Quellen ausgegangen werden kann (LUNDBERGH et al., 1995), die Ortung der Belastungen.

Zahlreiche Studien erbrachten bislang Nachweise von PSM in Oberflächengewässern oder im Oberflächen-Runoff (COOPER, 1991; HOUSE et al., 1991; HURLE, 1992; LUA-MATERIALIEN, 1999 b; WAUCHOPE, 1978), jedoch sind Nachweise einer großen Anzahl von in Deutschland zur Anwendung zugelassenen Wirkstoffen bislang selten oder nicht vorhanden, da diese Stoffe meist nicht in die Analytik einbezogen wurden.

Zudem werden die meisten PSM-Nachweise noch immer mithilfe von regelmäßigen, aber diskreten Routine-Probennahmen mit vergleichsweise hohen zeitlichen Abständen (Wochen bis Monate) erbracht. Es ist zu vermuten, daß dieses Verfahren aufgrund der Unvorhersehbarkeit und Kurzfristigkeit der Einträge nicht zu einer realistischen Belastungsabschätzung führt, sondern die auftretenden Maximalkonzentrationen deutlich unterschätzt. Vielmehr wird ein an die Gegebenheiten angepaßtes Probennahmedesign benötigt (LIESS et al., 1999 a), das die auftretenden Belastungsspitzen aufzufangen vermag.

Auswirkungen von PSM-Belastungen auf aquatische Zönosen

Nach BUIKEMA JR. & VOSHELL JR. (1993) lassen sich ökotoxikologische Untersuchungen ihrer unterschiedlichen Freilandnähe nach in folgende Kategorien einteilen: Experimentelle Mikro- und Mesokosmosstudien in Labor- und Freilandsystemen, künstliche Kontaminationen von Gewässern, in-situ-Expositionssysteme unter freilandrealistischen Belastungsbedingungen und Freilanderfassungen der Effekte realer Belastungssituationen.

Informationen über die Auswirkungen von landwirtschaftlich bedingten PSM-Einträgen auf Fließgewässer-Lebensgemeinschaften sind bislang sehr lückenhaft (BECKER & HEITEFUSS, 1992; COOPER, 1993; WILLIS & MCDOWELL, 1982). In einem ausführlichen Review über die auf PSM bezogene ökotoxikologische Freilandforschung der letzten Jahre legen SCHULZ & LIESS (1999) dar, daß Zusammenhänge zwischen PSM-Belastungen, die durch praxisübliche Anwendung hervorgerufen wurden, und den Reaktionen der im Freiland vorhandenen Fließgewässer-Lebensgemeinschaft bisher selten erfolgreich untersucht wurden: Letale und subletale Schädigungen von Organismen sowie Veränderungen von Gemeinschaftsparametern durch PSM-Einträge wurden wiederholt beobachtet, jedoch handelte es sich meist um die Beschreibung einzelner Kontaminationseignisse (ZWICK, 1992; DAVIES et al., 1994; LOCKHART et al., 1985) oder die Untersuchung einzelner Gewässer (LIESS et al., 1999 a; SCHULZ & LIESS, 1999; TADA & SHIRAISHI, 1994).

Zum anderen wurde in weiteren Arbeiten die Zusammensetzung der Gemeinschaften von Gewässern mit unterschiedlich genutztem Umland untersucht, nicht jedoch die PSM-Belastung aufgenommen (AUFSESS et al., 1998; HECKMAN, 1982; SALLENAVE & DAY, 1991). Ein Zusammenhang zwischen Bewirtschaftung und der Ausprägung der Gemeinschaft konnte deshalb bisher meist nur vermutet werden (AUFSESS et al., 1998; LENAT & CRAWFORD, 1994).

Zielsetzung des Projektes

Die Zielsetzung des Projektes bestand in der Beschreibung von Dosis-Wirkungs-Beziehungen zwischen der Pflanzenschutzmittel-Belastung und ihren Effekten auf die Wirbellosen-Lebensgemeinschaften kleiner Fließgewässer. Besonderes Gewicht wurde auf eine den charakteristischen Eintragsmustern angepaßte Erfassung der Belastung und auf die Abgrenzung der Auswirkungen dieser Belastung gegen andere anthropogene Einflüsse gelegt. Die Ergebnisse sollten eine Datenbasis für die Ableitung von Qualitätszielen für den Fließgewässerschutz bieten.

II Untersuchungskonzept

Freilanduntersuchungen an Makroinvertebraten

Die Aufgabenstellung des Gesamtprojektes bestand darin, die Auswirkungen landwirtschaftlich bedingter Einträge von Pflanzenschutzmitteln (PSM) auf die Wirbellosen-Gemeinschaft von kleinen Fließgewässern zu ermitteln. Das Kernstück des Untersuchungskonzeptes bildeten daher Untersuchungen an kleinen Fließgewässern in landwirtschaftlich geprägtem Raum mit dem Ziel, die Ausprägung der Makroinvertebraten-Zönosen in Abhängigkeit von der PSM-Belastung der Gewässer zu beschreiben (Abschnitt IV; siehe S. 18 ff.).

Neben der PSM-Belastung beeinflusst eine Vielzahl von biotischen und abiotischen Faktoren die aquatische Gemeinschaft von Gewässern. Um zu einem Verständnis der Eigenschaften der Zönosen zu gelangen, ist eine umfassende Untersuchung dieser Einflußfaktoren und ihrer Wechselwirkungen unumgänglich. In zwei aufeinanderfolgenden Jahren wurden jeweils im Zeitraum der stärksten Anwendung von PSM – von Mitte April bis Ende Juli – folgende Faktoren an insgesamt 14 Gewässern im norddeutschen Tiefland untersucht:

- die Belastung des Wassers mit PSM
- physikalisch-chemische Eigenschaften des Wassers
- Schwebstoffbelastung des Wassers
- strukturelle Eigenschaften der Gewässer
- die Makroinvertebraten-Zönose

Einordnung von Makroinvertebraten nach ihrer Empfindlichkeit

Um Zusammenhänge zwischen der PSM-Belastung und der Wirbellosen-Besiedelung der Untersuchungsgewässer erkennen zu können, wurden die bei den Freiland-Untersuchungen berücksichtigten Invertebraten-Gruppen in einem gesonderten Teilprojekt nach ihrer relativen Empfindlichkeit gegenüber toxischen Substanzen eingeordnet.

Grundlage bildete hierbei die Auswertung einer großen Anzahl von Literaturquellen zu Ergebnissen aus Standard-Toxizitätstests (Abschnitt III; siehe S. 10 ff.). Neben der physiologischen Empfindlichkeit der Taxa wurden weitere organismenspezifische Eigenschaften, die für die ökologische Toleranz gegenüber PSM-Kontaminationen von Bedeutung sind (Reproduktions- und Migrationscharakteristika), aus Literaturangaben ermittelt und zu einem Indikatorsystem für die Belastung von Fließgewässern mit Xenobiotika zusammengestellt (Abschnitt IV, siehe S. 19 ff.).

Untersuchung der Bioverfügbarkeit: Freilanduntersuchungen

Der Bioverfügbarkeit von PSM-Belastungen im Freiland kommt bei der toxikologischen Bewertung von PSM-Nachweisen in Ökosystemen eine besondere Bedeutung zu: Ein erheblicher Anteil der PSM-Wirkstoffe – insbesondere die toxikologisch besonders relevante Gruppe der Insektizide – weist eine geringe Wasserlöslichkeit auf. Ins Gewässer gelangte PSM werden daher häufig verhältnismäßig rasch an Huminstoffe oder suspendierte Feststoffe gebunden (GHADIRI & ROSE, 1991), wodurch ihre Verfügbarkeit für die im Gewässer lebenden Organismen eingeschränkt werden kann (CROSSLAND, 1994,

FLIEDNER, 1997). Der Nachweis der Bioverfügbarkeit der an den Untersuchungsgewässern nachgewiesenen PSM-Belastung war daher ein weiteres Anliegen des Projektes (Abschnitt V; siehe S. 63 ff.). Als Methode wurde die Messung der Aktivität von Cholinesterasen (ChE) in Fischen (Dreistachliger Stichling, *Gasterosteus aculeatus* L.) aus den Untersuchungsgewässern gewählt, da diese Enzyme spezifisch durch bestimmte Insektizide (Organophosphate, OP) in ihrer Aktivität gehemmt werden und damit einen sensiblen Indikator für PSM-Kontaminationen in subletaler Konzentration darstellen (u. a. WEISS, 1959).

Belastungen mit toxischen Stoffen schädigen *unmittelbar* die Lebensfunktionen von Einzelorganismen. Erst als *sekundäre* Folge können Veränderungen auf der Ebene von Populationen oder Zönosen auftreten. Kausalzusammenhänge zwischen Belastungen mit toxischen Stoffen und physiologischen Veränderungen in den exponierten Organismen lassen sich daher oft eindeutiger nachweisen als Zusammenhänge zwischen entsprechenden Belastungen und der Zusammensetzung von Lebensgemeinschaften. Die Messung der ChE-Aktivität in Fischen aus den Untersuchungsgewässern stellte als physiologischer Parameter daher ein Bindeglied zwischen der PSM-Belastung und den Reaktionen der Gewässerzönose auf Populationsebene dar: Eine Schädigung der ChE-Aktivität in Fischen durch eine Belastung mit PSM deutet auf die Möglichkeit von weitreichenderen Auswirkungen auf Ebene der Zönosenzusammensetzung.

Untersuchung der Bioverfügbarkeit: Versuche im Labor

Im Zuge der Untersuchungen an Fischen aus den Untersuchungsgewässern wurden Reaktionen der ChE-Aktivität bereits bei OP-Konzentrationen von weniger als 1 µg/l nachgewiesen (siehe Abschnitt V). Eine ChE-inhibierende Wirkung von OPs in derart geringer Konzentration im lebenden Organismus ist bislang nicht beschrieben. Daher wurde in einem gesonderten Versuch die Sensitivität der verschiedenen ChEs des Dreistachligen Stichlings gegenüber OPs in vivo unter kontrollierten Bedingungen untersucht. Die aus den Ergebnissen der Freilanduntersuchungen abgeleitete Vermutung über einen Zusammenhang zwischen der OP-Belastung der Gewässer und der ChE-Aktivität in Fischen wurde mit diesem Versuchsansatz überprüft (Abschnitt VI; siehe S. 73 ff.).

Eine systematische Darstellung des Gesamtprojektes mit seinen einzelnen Untersuchungen ist in Abbildung II-1 (S. 9) dargestellt.

An der Datenaufnahme und -auswertung beteiligte Personen und Institutionen

Die hier vorgestellte Arbeit ist Teil des F&E-Vorhabens des Umweltbundesamtes Nr. 29624511, „Pflanzenschutzmittel-Belastung und Lebensgemeinschaften in Fließgewässern mit landwirtschaftlich genutztem Umland – Ein Beitrag zur Erarbeitung von Qualitätszielen“. Die wissenschaftliche Leitung dieses Projektes oblag Dr. habil. Matthias Liess und Dr. Ralf Schulz.

Die Freilanduntersuchungen im Raum Braunschweig wurden gemeinsam mit Herrn Dipl. Biol. Norbert Berenzen durchgeführt. Die Datenaufnahme an den Gewässern in Brandenburg erfolgten durch Herrn Berenzen im Rahmen seiner Diplomarbeit (BERENZEN, 1999) (Abschnitt IV; S. 18 ff.). Das Gewässer „Schmalwasser“ wurde im Jahr 1998 durch Herrn Dipl. Biol. Heinz-Henning Kluge beprobt. Herr Kluge war auch an der Bestimmung der Makroinvertebraten beteiligt.

Die Verrechnung der gewässerbezogenen Daten erfolgte zum Teil mithilfe einer durch Herrn Dipl. Geoökol. Michael Neumann programmierten Datenbank (NEUMANN, in Vorbereitung).

Die Entwicklung der automatischen Probennehmer (Kapitel IV-2.2; S. 4) erfolgte auf der Grundlage eines Konstruktionsprinzipes von LIESS et al. (1999 a) gemeinsam durch Herrn Liess, Herrn Neumann, Herrn Reinhard Huwe und den Autor in Zusammenarbeit mit Herrn Axel Liess, Fa. Almetron.

Die Messung der Enzymaktivitäten in Stichlingen (Abschnitt V, S. 63 ff. und Abschnitt VI, S. 73 ff.) wurden gemeinsam mit Herrn Dr. Armin Sturm an der TU Braunschweig sowie am Umweltforschungszentrum Leipzig (Sektion Chemische Ökotoxikologie / Dr. habil. Helmut Segner) durchgeführt.

Die Daten zur Berechnung der relativen Empfindlichkeiten der Makroinvertebraten-Taxa wurden durch Herrn Dipl. cand. Peter von der Ohe via Internet recherchiert und zur weiteren Verrechnung vorbereitet. Herr von der Ohe führte auch die Sauerstoffmessungen an den Untersuchungsgewässern durch (Kapitel IV-2.5, S. 30). Allen an der Arbeit Beteiligten sei auch an dieser Stelle herzlich gedankt.

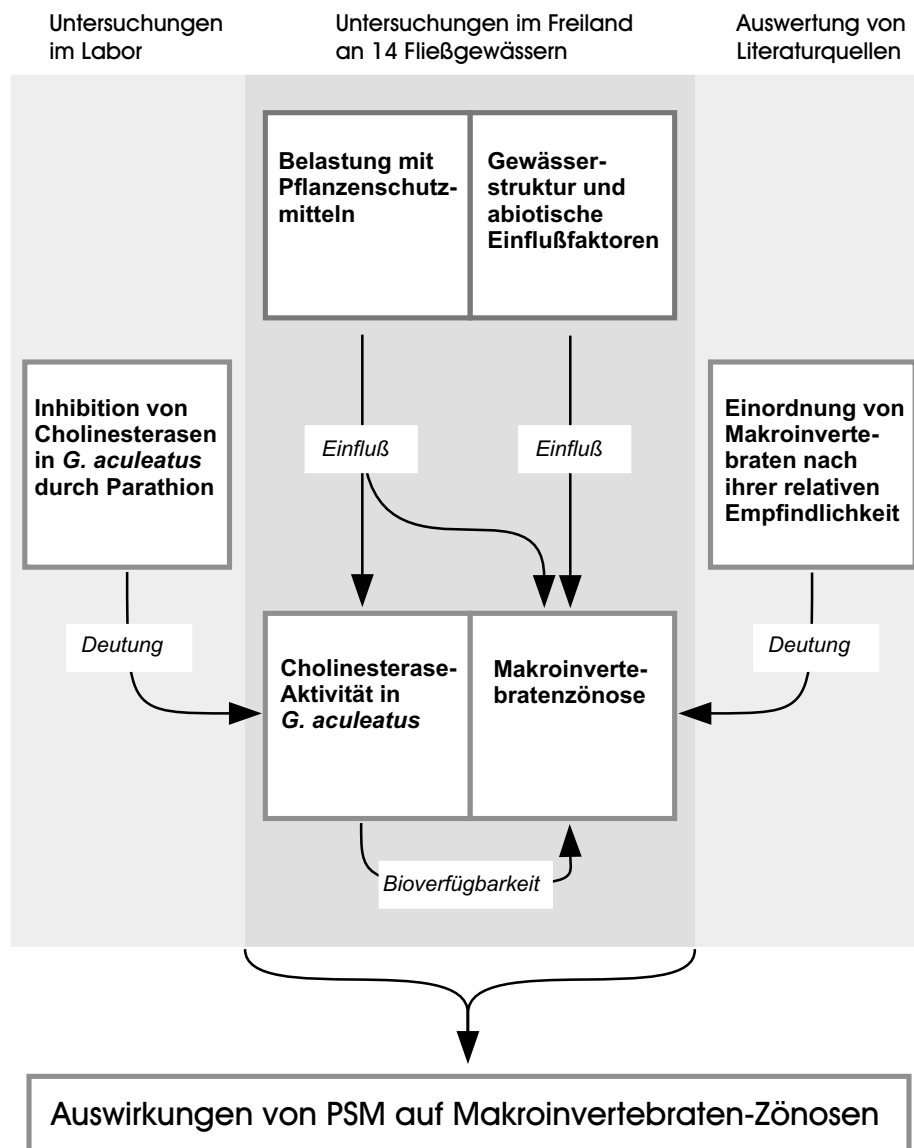


Abbildung II-1.
Organogramm des
Untersuchungs-
konzeptes.

III Vergleich der relativen physiologischen Empfindlichkeiten von Makroinvertebraten-Taxa

In diesem Abschnitt wird eine Einteilung von Makroinvertebraten-Taxa nach ihren physiologischen Empfindlichkeiten gegenüber toxischen organischen Verbindungen vorgenommen. Es wird gezeigt, daß statistisch zwischen empfindlichen und weniger empfindlichen Taxa unterschieden werden kann. Die Einteilung der Makroinvertebraten nach ihren Empfindlichkeiten wird in Abschnitt IV für den Vergleich von Zönoseeigenschaften mit der Pflanzenschutzmittelbelastung verwendet.

III-1 Einleitung

Der Nutzen von Zeigersystemen in der Ökotoxikologie

Da die Zönose eines Gewässers dessen „ökologisches Gedächtnis“ darstellt, wird die Zusammensetzung von Gewässerzönosen zur Indikation von verschiedenen Stressoren eingesetzt (KLEE, 1991). In der Vergangenheit wurden zönosenbasierte Zeigersysteme beispielsweise für die Bestimmung der Saprobie von Gewässern (KOLKWITZ & MARSSON, 1902; KELLY & WHITTON, 1995), des Säuregehaltes (BRAUKMANN, 1994) und der Trophie (O'CONNOR et al., 2000) entwickelt.

Eine Voraussetzung für die Bildung derartiger Zeigersysteme stellt die Einordnung der Organismen nach ihrer Empfindlichkeit gegenüber dem fraglichen Belastungsparameter dar. Für toxische Xenobiotika existieren bislang jedoch keine entsprechenden Einordnungen von aquatischen Makroinvertebraten-Arten, die genügend umfangreich wären, um einen Einsatz von Makroinvertebraten als Zeiger für entsprechende Gewässerbelastungen zu ermöglichen. Gerade in diesem Bereich wären aber zönosen-basierte Zeigersysteme wünschenswert, da der Nachweis von Gewässerbelastungen mit Giftstoffen über Wasserprobennahme und anschließende chemische Analyse oft schwierig und an aufwendige Probennahme- und Analysemethoden gebunden ist (LIESS et al. 1999 a).

Grundlagen der Erarbeitung eines Zeigersystems für die Belastung mit PSM

In Kontaminationsversuchen in Mesokosmen zeigte sich wiederholt, daß Veränderungen der aquatischen Zönose, die auf Expositionen mit der jeweiligen Testsubstanz folgten, neben weiteren Eigenschaften der einzelnen Testarten vor allem durch deren im akuten Toxizitätstest ermittelte spezifische Empfindlichkeit gegenüber dem Kontaminant zu erklären waren. Während die Abundanzen empfindlicher Arten nach der Kontamination stark absanken, wurden die Abundanzen weniger empfindlicher Arten kaum beeinflusst (VAN DEN BRINK et al., 1996; SHERRATT et al., 1999).

Es liegt daher nahe, auch die oben beschriebene Einordnung der Organismen nach Ergebnissen von Toxizitätstests vorzunehmen. Allerdings sind für die meisten Arten nahezu keine Informationen über deren Empfindlichkeiten vorhanden (NOTENBOOM et al., 1995). Daher ist die vergleichende Darstellung von Empfindlichkeiten auf einer taxonomischen Ebene nötig, die eine Übertragung von bekannten Arten-Empfindlichkeiten auf bislang in Toxizitätstests nicht berücksichtigte Arten ermöglicht.

In der vorliegenden Arbeit wurde daher eine Einordnung von Makroinvertebraten nach ihren spezifischen relativen Empfindlichkeiten gegenüber toxischen Substanzen auf Ebene der Ordnung vorgenommen. Grundlage bildete hierbei die Auswertung von Literaturangaben zu LC50- und EC50-Werten einer großen Anzahl von Substanzen gegenüber verschiedenen Makroinvertebraten-Arten. Aufgrund der begrenzten Anzahl von Daten pro Art und Substanz konnten die Arten jedoch nicht direkt miteinander verglichen werden. Daher wurden die relativen Sensitivitäten der Arten durch Vergleiche mit Toxizitätsdaten zu der Standardtestart *Daphnia magna* (Cladocera) errechnet, zu der eine breite Datenbasis vorliegt. Mögliche Ursachen für die spezifischen Empfindlichkeiten der Arten und die Übertragbarkeit der im Labor gemessenen Empfindlichkeiten der Arten auf ihre *ökologische* Empfindlichkeit im Freiland werden diskutiert. Die Ergebnisse dieses Abschnittes werden in Abschnitt IV (S. 18 ff.) zur Untersuchung der Abhängigkeit der Zönosen-Zusammensetzung von der Gewässerbelastung genutzt.

III-2 Material und Methoden

III-2.1 Datenrecherche und Aufbereitung der Daten

Datenquelle

Die Recherche der Toxizitätsdaten wurde mithilfe der Datenbank „Aquire“ der Environmental Protection Agency der Vereinigten Staaten von Amerika (EPA, 2000) vorgenommen. Zur Überprüfung und Interpretation der Angaben wurde die entsprechende Originalliteratur herangezogen, soweit sie verfügbar war.

Auswahlkriterien für die Daten

Bei der Recherche in Aquire wurden folgende Ordnungen (folgend dem taxonomischen System in KAESTNER, 1965) berücksichtigt: Amphipoda, Basommatophora, Cladocera, Coleoptera, Copepoda, Decapoda, Diptera, Ephemeroptera, Gastropoda, Heteroptera, Hirudinea, Isopoda, Lamellibranchiata, Megaloptera, Monotocardia, Odonata, Oligochaeta, Ostracoda, Plecoptera, Trichoptera und Tricladida. Die Ordnungen Monotocardia und Basommatophora wurden nicht getrennt betrachtet, sondern zu der Klasse Gastropoda zusammengefaßt.

Die Recherche erfolgte auf dem Niveau der Gattung. Es wurden alle Gattungen einbezogen, die nach ILLIES (1978) in Mitteleuropa vorkommen.

Die Auswahl der Effektkonzentrationen wurde auf LC50 und EC50-Werte aus Süßwasser-Labortests mit einer Expositionsdauer zwischen 1 und 96 Stunden beschränkt. Berücksichtigt wurden die in Aquire kategorisierten Meßgrößen „immunity“, „intoxication“, „mortality“ und „reproduction“.

Grundsätzlich wurden alle in Aquire verfügbaren Literaturangaben verwendet, die den oben genannten Kriterien entsprachen. Gab es zu einer Art pro Testart und Substanz Angaben aus mehreren Literaturstellen, so wurde das arithmetische Mittel aus den entsprechenden Effektkonzentrationen verwendet. Nicht verwendet wurden Werte, die um mehr als den Faktor zehn vom nächstliegenden Wert aus einer Gruppe von mindestens drei weiteren Angaben anderer Autoren abwichen, um Ausreißer aus dem Datensatz zu entfernen.

III-2.2 Bestimmung der relativen Empfindlichkeiten

Der Begriff „physiologische Empfindlichkeit“

Wie oben dargelegt, wurden bei der Datenrecherche lediglich Ergebnisse von akuten und semi-chronischen Toxizitätstests berücksichtigt. Sekundäre Einflüsse der Toxine wie etwa eine herabgesetzte Resistenz gegenüber Parasiten (LEHMANN et al., 2000) sind bei solchen Tests aufgrund ihrer kurzen Dauer von untergeordneter Bedeutung. Ebenso werden Effekte auf die Fortpflanzungsfähigkeit nicht von diesen Tests berücksichtigt.

Die im akuten Toxizitätstest bestimmte Empfindlichkeit eines Organismus gegenüber einem Toxin kann daher als allein *physiologische* Empfindlichkeit bezeichnet werden. Seine *ökologische* Empfindlichkeit im Freiland wird durch das Hinzukommen weiterer artspezifischer Eigenschaften bestimmt. In den Kapiteln III-4 (S. 16) und IV-4.2 (S. 56) wird dies diskutiert.

Berechnung der relativen Toleranz

Ziel war, die physiologischen Empfindlichkeiten der einzelnen Makroinvertebraten-Ordnungen miteinander zu vergleichen, um zu einer entsprechenden Rangfolge der Ordnungen zu gelangen. Die Listen derjenigen Substanzen, für die Toxizitätsdaten vorlagen, unterschieden sich zwischen den einzelnen Ordnungen jedoch erheblich. Lagen für zwei Ordnungen Angaben zu dem gleichen Stoff vor, so bezogen sie sich außerdem häufig auf unterschiedliche Testendpunkte.

Aus diesen Gründen war ein direkter Vergleich der einzelnen Ordnungen miteinander nicht möglich. Daher wurde die Cladocerenart *D. magna*, zu der aufgrund ihrer standardmäßigen Verwendung in Toxizitätstests (KOIVISTO, 1995) besonders viele Effektkonzentrationen verfügbar sind, als Referenzart verwendet: Jede einzelne Effekt-Konzentration pro Art und Substanz wurde durch den entsprechenden Wert zu *D. magna* geteilt. Es wurden jeweils nur EC50- bzw. LC50-Werte gleicher Dauer und gleichen Endpunktes miteinander verglichen. Der Logarithmus des erhaltenen Quotienten für jede Art „i“ wurde als **relative physiologische Toleranz** gegenüber der entsprechenden Substanz im Vergleich zu *D. magna* (im weiteren relative Toleranz, T_{relativ}) bezeichnet (Formel III-1).

Formel III-1. Berechnung der relativen physiologischen Toleranz.

$$T_{\text{relativ}} = \log \left(\frac{EC_i}{EC_{D.magna}} \right)$$

Ein T_{relativ} -Wert von 0 entspricht hierbei einer relativen Toleranz gleich der von *D. magna*. Für im Vergleich zu *D. magna* empfindlichere Taxa ist T_{relativ} kleiner 0, für weniger empfindliche Taxa ist T_{relativ} größer 0.

Die Übertragung der artbezogenen relativen Toleranzen pro Stoff auf die taxonomische Ebene der Ordnung erfolgte durch Bildung des arithmetischen Mittels aus den einzelnen T_{relativ} -Werten ohne Berücksichtigung der Artzugehörigkeit der einzelnen Testorganismen. Dieser Weg führte zu einer Überbewertung solcher Arten, zu denen Testergebnisse für überdurchschnittlich viele Substanzen vorlagen. Dennoch wurde diese Methode der Mittelwertbildung gewählt, da für einen erheblichen Teil der einzelnen Arten nur Testergebnisse zu einer bis wenigen Substanzen vorlagen.

Der Fehler der Überbewertung solcher einzelner Testergebnisse, der sich aus einer Mittelwertbildung auf Art- oder Gattungsniveau mit anschließender Bildung eines sekundären Mittelwertes auf Ordnungsniveau ergeben hätte, wurde als größer angesehen als der Fehler, der sich durch die Überbewertung einzelner Arten ergab.

III-2.3 Statistik

Die statistischen Tests wurden mit dem Programmpaket SPSS[®] 10.0 für Windows (Statistical Product Service Solutions, Chicago) durchgeführt. Als Signifikanzniveau für alle Tests wurde $\alpha = 0,05$ gewählt. Ein Mittelwertvergleich von T_{relativ} der einzelnen Ordnungen mit denen zu *D. magna* wurde mit dem one sample t-test vorgenommen. Zuvor wurden die Daten mittels Kolmogoroff-Smirnov-Test auf Normalverteilung getestet. Für die Überprüfung der Abhängigkeit von T_{relativ} von der Ordnungszugehörigkeit der Testarten wurde die Varianzanalyse (ANOVA) verwendet. Hierbei wurden die T_{relativ} -Werte pro Ordnung ohne Berücksichtigung des Gattungsniveaus als Testvariable verwendet.

III-3 Ergebnisse

III-3.1 Ergebnisse der Literaturrecherche

Insgesamt fanden sich in Aquire zu 211 verschiedenen Stoffen direkt mit *D. magna* vergleichbare Effektkonzentrations-Werte, die 327 Veröffentlichungen entstammten. Für die einzelnen Ordnungen reichte die Anzahl an Stoffen, zu denen vergleichbare Effektkonzentrationen sowohl für die einbezogenen Taxa als auch zu *D. magna* vorlagen, von eins (Megaloptera) bis 118 (Cladocera) (vgl. Tabelle X-1, S. 94).

LC50-Testergebnisse machten 80 %, EC50-Ergebnisse 20 % der verwendeten Datenmenge aus. Die Expositionsauern der gefundenen Toxizitätsangaben waren wie folgt verteilt: 3 % der Einzelwerte wiesen eine Expositionsauer von unter 24 Stunden auf, 78 % der Werte entfielen auf eine Expositionsauer zwischen 24 und 48 Stunden, und 19 % der Werte lagen zwischen 48 und 96 Stunden Expositionsauer.

Die Anzahl der Einzelarten pro Ordnung, zu denen sich Effektkonzentrationen fanden, betrug zwischen eins (Megaloptera) und 63 (Diptera). Die Empfindlichkeit der Ordnung Megaloptera wurde zwar errechnet, ist aufgrund der geringen Datenbasis jedoch nicht als repräsentativ anzusehen. Eine vollständige Liste der pro Ordnung berücksichtigten Arten und Substanzen sowie eine vollständige Liste der verwendeten Originalliteratur findet sich im Anhang (Tabelle X-1, S. 94 und Kapitel X-1, S. 101).

III-3.2 Relative Empfindlichkeiten der Taxa

Die ANOVA mit den T_{relativ} -Werten als abhängiger Variable und den Ordnungen als Faktoren ergab, daß die Varianzen der T_{relativ} -Werte zwischen den Ordnungen signifikant höher waren als innerhalb der Ordnungen ($p < 0,0001$ für beide Substanzgruppen).

Die T_{relativ} -Werte der einzelnen Ordnungen gegenüber organischen Verbindungen sind in Abbildung III-1 dargestellt.

Tolerante Arten

Die Klasse Gastropoda (hier: die Ordnungen Basommatophora and Monotocardia) sowie die Ordnungen Coleoptera, Diptera, Heteroptera, Hirudinea, Isopoda, Lamellibranchiata, Odonata, Oligochaeta und Tricladida wiesen signifikant höhere mittlere Toleranzen auf als *D. magna* (one sample t-test, $p < 0,05$). Die Ordnung Lamellibranchiata wies mit einem T_{relativ} -Wert von 1,95 die höchste Toleranz im Vergleich zu *D. magna* auf.

Empfindliche Arten

Die Ordnungen Plecoptera, Amphipoda und Cladocera ohne *D. magna* wiesen signifikant niedrigere mittlere Toleranzen als *D. magna* auf. Die Ordnung Plecoptera wies hierbei mit einem Wert von $T_{\text{relativ}} = -0,36$ die geringste relative Toleranz auf.

Indifferente Arten

Die übrigen Ordnungen unterschieden sich hinsichtlich ihrer physiologischen Toleranzen nicht signifikant von *D. magna*. Tendenziell wiesen hierbei Copepoda, Decapoda und Trichoptera eine geringere Empfindlichkeit, Ostracoda und Ephemeroptera eine höhere Empfindlichkeit als *D. magna* auf. Die Empfindlichkeit der Ordnung Megaloptera gegenüber organischen Verbindungen wird aufgrund der geringen Datenbasis in Abbildung III-1 nicht dargestellt.

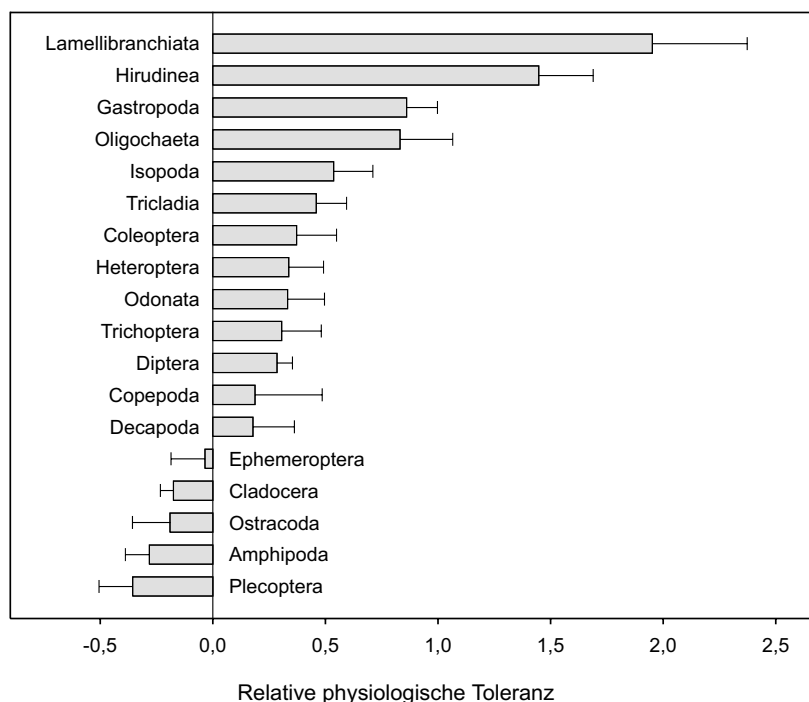


Abbildung III-1. Unterschiedliche physiologische Toleranzen (T_{relativ}) ausgewählter Makroinvertebraten-Ordnungen gegenüber organischen Verbindungen im Vergleich zu *Daphnia magna* (arithmetische Mittelwerte \pm Standardfehler). Die senkrechte bei $x = 0$ verlaufende Linie stellt die als Vergleich dienende relative Toleranz von *D. magna* dar. Die mit „*“ gekennzeichneten Balken unterscheiden sich signifikant von *D. magna* (one sample t-test, $p < 0,05$). Der Balken mit der Bezeichnung „Cladocera“ bezieht sich auf Cladocerenarten außer *D. magna*. Der Balken mit der Bezeichnung „Gastropoda“ bezieht sich auf Angaben zu den Ordnungen Basommatophora and Monotocardia. Datengrundlage bildet eine Datenrecherche in „Aquire“ (EPA, 2000). Zur Stichprobenzahl sowie zu den berücksichtigten Arten und Substanzen siehe Tabelle X-1 (S. 94).

III-4 Diskussion

III-4.1 Ursachen der unterschiedlichen Empfindlichkeiten der Ordnungen

Die Signifikanz der ANOVA mit den einzelnen Ordnungen als Faktoren und T_{relativ} als abhängiger Variable zeigt, daß sich die physiologische Empfindlichkeit von Makroinvertebraten gegenüber einem breiten Stoffspektrum unter anderem nach deren Ordnungszugehörigkeit richtet.

Darüber hinaus läßt sich auch auf höherer taxonomischer Ebene ein Einfluß des Verwandtschaftsgrades auf die Empfindlichkeit erkennen. So gehören die zwölf am wenigsten physiologisch toleranten Ordnungen sämtlich der Gruppe der Arthropoden an, während die vier unempfindlichsten Gruppen anderen Großtaxa angehören (Mollusca, Oligochaeta; Abbildung III-1, S. 14). Auch stehen die der Gruppe der Crustacea angehörenden Ordnungen mit Ausnahme von Isopoda in der Reihenfolge ihrer T_{relativ} -Werte relativ nahe beieinander. Gleiches gilt für die Gruppe der Insecta mit Ausnahme von Plecoptera sowie für die Gruppen Mollusca (Gastropoda und Lamellibranchiata) und Annelida (Oligochaeta und Hirudinea). Dieser Befund steht im Einklang mit den Ergebnissen anderer Arbeiten: SLOOFF et al. (1986) zogen in einem Review zur vergleichenden Toxikologie an verschiedenen Arten den Schluß, daß die Sensitivität von Arten von ihrer taxonomischen Positionierung und der Art der toxischen Substanz abhängt. HOEKSTRA et al. (1994) wiesen in einer Untersuchung mit Literaturquellen zu 26 Chemikalien nach, daß die Variation der Empfindlichkeit zwischen Arten einer Klasse meist geringer ist als die Variation zwischen den Klassen.

Empfindlichkeit der Arthropoden

Als Erklärung für die tendenziell größere Empfindlichkeit der Arthropoden gegenüber organischen Verbindungen im Vergleich zu Oligochaeten und Mollusken kommt der Sauerstoffbedarf im Zuge der Detoxikation von organischen Xenobiotika in Betracht. Die Dekontamination des Organismus über Oxidationsreaktionen mithilfe von P-450-Cytochromen (STEINBERG et al., 1992) sind mit einem erheblichen Sauerstoffbedarf verbunden. Die Steigerung der Atemfrequenz wird daher beispielsweise bei Fischen als Biomarker für toxische Substanzen eingesetzt (EVANS & WALLWORK, 1988). Mollusken und Oligochaeten metabolisieren – im Gegensatz zu Arthropoden – einen Großteil von organischen Xenobiotika nicht, sondern scheiden sie lediglich passiv aus oder akkumulieren sie im Fettgewebe des Körpers (STEINBERG et al., 1992). Ein Zusammenhang zwischen der größeren Empfindlichkeit von Arthropoden im Vergleich zu Nicht-Arthropoden und den genannten physiologischen Unterschieden kann jedoch nur vermutet werden.

Unterschiede innerhalb der Arthropoden

Eine scharfe Trennlinie zwischen der Empfindlichkeit von Arthropoden auf der einen Seite und Mollusken und Oligochaeten auf der anderen Seite besteht nach den vorliegenden Ergebnissen erwartungsgemäß nicht, da auch innerhalb der Gruppe der Arthropoden erhebliche physiologische und morphologische Unterschiede zwischen den einzelnen Ordnungen bestehen.

Insbesondere eine unterschiedliche Ausbildung der Atmungsorgane kommt hierbei als Erklärungsmöglichkeit für Empfindlichkeits-Unterschiede zwischen den einzelnen Arthropoden-Ordnungen in Betracht. So könnte das Atmen von Luftsauerstoff (Coleoptera, Heteroptera, viele Diptera) statt Kiemenatmung (andere Arthropoden) über eine kleinere Kontaktfläche der Organismen mit der Wasserphase eine geringere Empfindlichkeit gegenüber kurzzeitigen Kontaminationen mit toxischen Substanzen bewirken. Derartige Abhängigkeiten der physiologischen Empfindlichkeit von Organismen

von ihrer morphologischen Ausstattung sind an Makroinvertebraten jedoch bislang nicht ausführlich untersucht worden.

Weiterhin haben einige der als relativ empfindlich eingestuften Arthropoden-Taxa (z. B. Plecoptera, Ephemeroptera) in Übereinstimmung mit ihrem Lebensraum einen erheblich höheren Sauerstoffbedarf als physiologisch weniger empfindliche Arthropoden-Taxa (z. B. Isopoda). Es ist denkbar, daß weniger sauerstoffbedürftige Arten den bei der Detoxikation anfallenden erhöhten Sauerstoffbedarf besser kompensieren können als stark sauerstoffbedürftige Arten.

Einfluß von Testvariablen

Als Erklärungsmöglichkeit für Varianzen der T_{relativ} -Werte auf *allen* taxonomischen Ebenen kommen Faktoren in Frage, die das Ergebnis von Standard-Toxizitätstests beeinflussen können und für die zum Teil keine Standardvorschriften bestehen. Solche Faktoren sind beispielsweise die Wasserhärte und -temperatur, die Lichtintensität und -qualität, das Volumen der Testgefäße oder das Lebensstadium der Testorganismen (ROSHON et al., 1999). Diese Variablen konnten im Zuge der vorgenommenen Vergleiche nicht berücksichtigt werden, da dies den Zeitaufwand der Datenauswertung erheblich vergrößert hätte. Weiterhin waren einige der Variablen in einem Teil der Testberichte nicht dokumentiert.

III-4.2 Übertragbarkeit der Ergebnisse auf Verhältnisse im Freiland

Wahl des Determinationsniveaus

Empfindlichkeitsvergleiche zwischen Organismen zur ökologischen Risikoabschätzung von Schadstoffen werden meistens auf dem Determinationsniveau von Art oder Gattung vorgenommen (z. B. ROSHON et al., 1999; VERSTEEG et al., 1999). Umfassende vergleichende Einordnungen auf Ordnungsniveau finden sich hingegen bislang nicht. Da mit abnehmendem Verwandtschaftsgrad die physiologischen und morphologischen Ähnlichkeiten zwischen den Organismen gleichfalls abnehmen, waren erhebliche Varianzen der T_{relativ} -Werte *innerhalb* der einzelnen Ordnungen zu erwarten.

In der vorliegenden Arbeit wurde dennoch eine Einordnung der Empfindlichkeiten auf der relativ hohen taxonomischen Ebene der Ordnung gewählt, da die eingeschränkte Datenbasis eine Einordnung von Taxa niedrigeren taxonomischen Niveaus verbot. Die festgestellten Unterschiede in der Empfindlichkeit zwischen den einzelnen Ordnungen rechtfertigen diese Vorgehensweise. Bei der Anwendung der hier vorgestellten Empfindlichkeitswerte für die Bewertung von Zönosen in Freilandgewässern sind die zwischenartlichen Empfindlichkeits-Unterschiede innerhalb der einzelnen Ordnungen jedoch zu berücksichtigen. So zeigte GUEROLD (2000) für mehrere organismenbasierte Indices, daß mit sinkendem Grad der Determination der Zeigerorganismen die Indexwerte zunehmend fehlerhaft werden.

Die mittleren T_{relativ} -Werte der einzelnen Ordnungen stellen demgemäß einen statistischen Trend dar, der sich aus der großen Anzahl der in die Untersuchung einbezogenen Arten und Substanzen ergibt, jedoch nicht für jede einzelne der Substanzen und Arten gelten muß.

Möglichkeiten und Grenzen der Anwendbarkeit

Bei einer Bewertung der toxischen Wirkung von Einzelstoffen auf bestimmte Makroinvertebraten-Arten kann die hier vorgenommene Einordnung von physiologischen Empfindlichkeiten auf Ordnungsniveau den Standard-Toxizitätstest nicht ersetzen.

Weiterhin sollten Auswirkungen von Kontaminationen mit einzelnen, taxaspezifisch wirkenden Substanzen (z. B. aus der Gruppe der Pyrethroide) auf Gewässerzönosen nicht mit der vorliegenden Datenbasis bewertet werden, da die entsprechenden spezifischen Empfindlichkeiten der Taxa gegenüber diesen Substanzen erheblich von den hier festgestellten allgemeinen Empfindlichkeiten abweichen können.

Die vorgestellte Datenbasis ist in erster Linie dort anwendbar, wo umfangreiche Populationsdaten (beispielsweise bei Zönosenerfassungen im Freiland) zu Belastungen mit Stoffgemischen in Beziehung gesetzt werden soll, wie sie im Freiland wesentlich häufiger beobachtet werden als Belastungen mit einzelnen toxischen Substanzen (STEINBERG et al., 1992). Komplexe Gewässerbelastungen sind beispielsweise für Pflanzenschutzmittel (LIESS et al., 1999 a) und Schwermetalle (MUELLER & FURRER, 1994; RAMOS et al., 1999) der Regelfall.

Bei dem Versuch des Nachweises von Belastungen mit toxischen Substanzen mithilfe der vorliegenden Daten muß berücksichtigt werden, daß die physiologische Empfindlichkeit eines Organismus nur einer von vielen Einflußfaktoren ist, die seine *ökologische* Empfindlichkeit gegenüber Schadstoffbelastungen bestimmen. So können beispielsweise Dauer und zeitliches Muster des Generationszyklus (SHERRATT et al., 1999; VAN DEN BRINK et al., 1996), die Wiederbesiedlungsfähigkeit (SCHULZ & LIESS, 1999) sowie der Einfluß von Parasiten (LEHMANN et al., 2000) die ökologische Toleranz von Arten gegenüber Giftstoffen entscheidend mitbestimmen. Weiterhin sollte die hier vorgenommene Einteilung der Empfindlichkeiten nicht als statisch angesehen werden, sondern mit zunehmender wissenschaftlicher Erkenntnis stetig fortentwickelt und diversifiziert werden. So ist eine gesonderte Betrachtung der Empfindlichkeiten von Makroinvertebraten gegenüber ökotoxikologisch besonders relevanten Substanzgruppen (z. B. Pyrethroide, Organophosphate) im Zuge weiterer Studien wünschenswert.

III-5 Schlußfolgerungen aus Abschnitt III

- Makroinvertebraten-Ordnungen lassen sich hinsichtlich ihrer relativen physiologischen Empfindlichkeit gegenüber toxischen organischen Substanzen statistisch unterscheiden
- Die relativen Empfindlichkeiten der einzelnen Taxa lassen sich zum Teil durch die verwandtschaftlichen Beziehungen der Taxa zueinander und mit diesen im Zusammenhang stehenden morphologischen und physiologischen Unterschieden erklären.

IV Pflanzenschutzmittel-Belastung kleiner Fließgewässer im norddeutschen Tiefland und ihre Auswirkungen auf die Gewässerzönose

In diesem Abschnitt werden Untersuchungen der Pflanzenschutzmittelbelastung und der Makroinvertebraten-Zönose an Fließgewässern im norddeutschen Tiefland vorgestellt. Es wird gezeigt, daß mit Pflanzenschutzmitteln belastete Gewässer Veränderungen in der Zusammensetzung ihrer Zönose aufweisen. Physiologisch und ökologisch empfindliche Arten sind hierbei in besonderem Maße betroffen.

IV-1 Einleitung

Ein Hauptanliegen des Gesamtprojektes war, Konzentrations-Wirkungsbeziehungen der PSM-Belastung im Freiland zu beschreiben. Dies sollte in einer Form geschehen, die eine Ableitung von Zielvorgaben für die maximal tolerierbare Pflanzenschutzmittelbelastung von Oberflächengewässern ermöglicht.

In der Literatur fehlen bislang genügend umfangreiche und systematische Studien: Obwohl eine Vielzahl von Untersuchungen Pflanzenschutzmitteleinträge (PSM-Einträge) in Gewässer nachwies (unter anderem KREUGER & BRINK, 1988; COOPER, 1992; HOUSE et al., 1999; HURLE, 1992; WAUCHOPE, 1978, SCHULZ & LIESS, 1999) existieren nur wenige Untersuchungen, die neben der PSM-Belastung auch gleichzeitig die Wirkung der Einträge auf aquatische Organismen erfaßten.

Insbesondere fehlen bislang Untersuchungen, die eine zunehmende Veränderung von Gewässerzönosen entlang von Konzentrationsgradienten im Freiland beschreiben. Verfügbare Daten beziehen sich zumeist auf Beobachtungen an einzelnen Gewässern oder gar auf singuläre Kontaminationsereignisse, so daß bislang keine Dosis-Wirkungs-Beziehungen zwischen Belastung und Reaktion der Lebensgemeinschaft abgeleitet werden können.

Im vorliegenden Projekt kommt daher der Erfassung und Beschreibung realer Belastungssituationen und der Eigenschaften von Gewässerzönosen an einer möglichst hohen Anzahl von Gewässern eine Schlüsselrolle zu. Die zu untersuchenden Gewässer sollten graduelle Belastungsunterschiede aufweisen, so daß durch Vergleiche der Zönosen untereinander Konzentrations-Wirkungs-Beziehungen herausgearbeitet werden konnten.

Da PSM-Belastungen im Freiland meist aus komplexen Stoffgemischen bestehen (CLARK et al., 1991; GRAY, 1998), müssen diese bei einer Ableitung von ökologisch relevanten Grenzwerten aus Freilandbefunden im Mittelpunkt stehen. Es wurde daher ein Konzept zum Vergleich von komplexen Belastungen erarbeitet, das anschließend als Grundlage für die Bewertung der PSM-Belastung im Freiland diene.

Neben der Belastung mit Pflanzenschutzmitteln sind bei intensiver landwirtschaftlicher Nutzung auch weitere Störeinflüsse von Bedeutung. Neben Einbußen an struktureller Vielfalt durch Gewässerabbau oder -unterhaltung können auch die Belastung mit Schwebstoffen (HOGG & NORIS, 1991; KUHNLE, 1992) und Nährstoffen (COOPER, 1992; WALTHER, 1980) zunehmen. Deshalb wurden als zusätzliche Parameter die Strukturgüte der Gewässer und deren Belastung mit Schwebstoffen und Nährstoffen erfaßt.

In Abschnitt III (Seite 10 ff.) wurde aufgrund von umfangreichen Datenrecherchen eine Einteilung von Makroinvertebratentaxa nach ihren physiologischen Empfindlichkeiten gegenüber toxischen Substanzen vorgenommen. Im vorliegenden Abschnitt wurde daraus ein Indikatorsystem für die Belastung von Fließgewässern mit PSM entwickelt. Mithilfe dieses Indikatorsystems wurde anschließend überprüft, ob sich Unterschiede in der Zönosen-Zusammensetzung zwischen den untersuchten Gewässern auf den Einfluß der PSM-Belastung zurückführen ließen.

Eine vollständige statistische Trennung der einzelnen die Gewässerzönose beeinflussenden Faktoren ist durch Freilanduntersuchungen allein indes nicht möglich. Daher werden die Ergebnisse in Kapitel IV-4 mit Ergebnissen aus Meso- und Mikrokosmosstudien von LIESS et al. (2001) verglichen, in denen die Effekte von PSM-Einträgen auf Gewässerzönosen von anderen Einflußgrößen isoliert untersucht wurden.

IV-2 Material und Methoden

IV-2.1 Auswahl der Untersuchungsgewässer

In den Jahren 1998 und 1999 wurden insgesamt vierzehn Gewässer beprobt, hiervon zehn in beiden Untersuchungsjahren. Zwölf der Gewässer liegen im südlichen Niedersachsen (acht Gewässer im Bereich der Hildesheimer Börde zwischen Schladen und Peine, zwei Gewässer zwischen Wolfenbüttel und Wolfsburg, zwei Gewässer nördlich von Braunschweig bei Rolfsbüttel und Ribbesbüttel, eines in der Südheide bei Marwede). Zwei weitere Gewässer wurden in der Uckermark/Brandenburg bei Stegelitz und Gerswalde beprobt (Tabelle IV-1). Die geographische Lage der Gewässer ist aus den Abbildungen IV-1 und IV-2 (S. 21–22) zu ersehen.

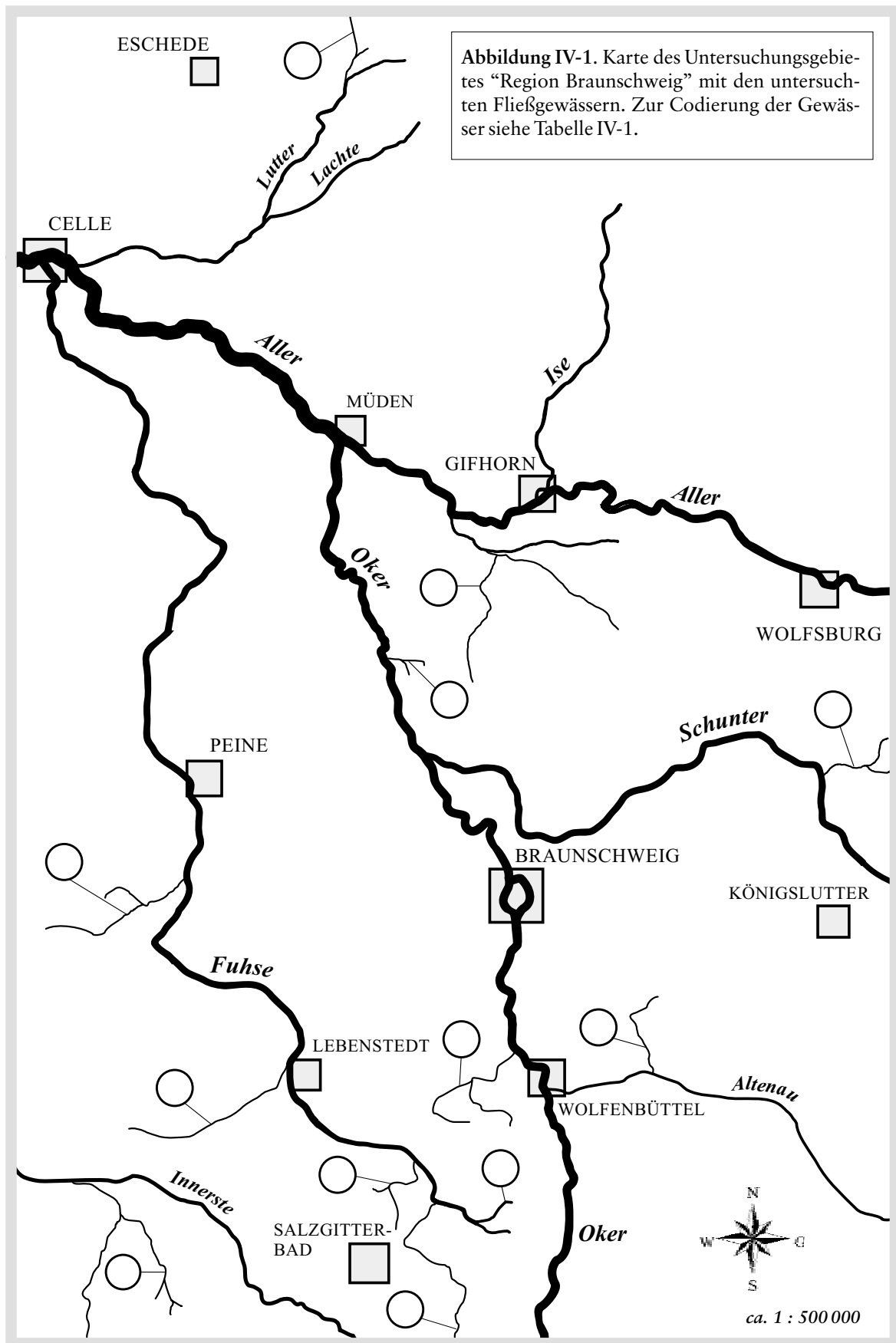
Die Gewässer unterschieden sich untereinander in eintragsbestimmenden Faktoren wie der Art und Intensität der landwirtschaftlichen Umlandnutzung, der Hangneigung des Uferbereiches sowie des Bodentyps des Umlandes. Als Folge der Unterschiede in diesen Faktoren wiesen die Gewässer graduell unterschiedliche PSM-Belastungen auf.

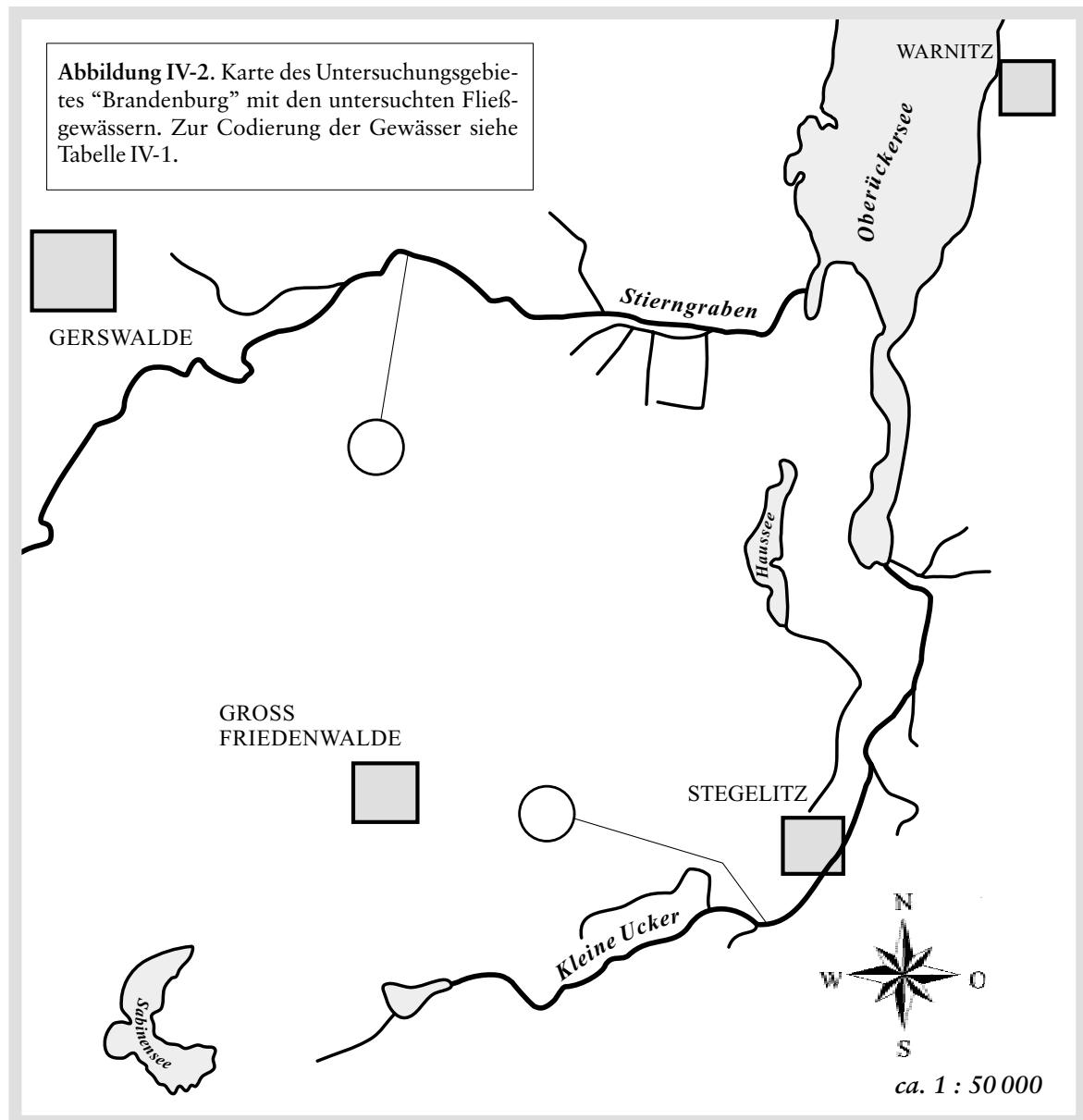
Sämtliche Gewässer mit Ausnahme des Gewässers 12 liegen in landwirtschaftlich intensiv genutztem Umland. In Tabelle IV-2 (S. 24) sind die landwirtschaftlichen Nutzungsformen der an den Uferbereich grenzenden Flächen für die einzelnen Gewässer angegeben.

Das Gewässer 12 (siehe Abbildung IV-3, S. 23), das von nicht bewirtschafteten Feuchtwiesen gesäumt wird, wurde bei der Datenauswertung den übrigen Gewässern als „Referenzgewässer“ gegenübergestellt. An diesem Gewässer konnte eine Belastung mit PSM, Schweb- und Nährstoffen aus landwirtschaftlichen Quellen weitgehend ausgeschlossen werden. Die im Referenzgewässer vorhandene Biozönose sollte das Fehlen landwirtschaftlicher Einflüsse widerspiegeln. Differenzen in der Zönosenzusammensetzung zwischen diesem Vergleichsgewässer und den Agrarfließgewässern sollten daher u. a. auf die landwirtschaftliche Umlandnutzung zurückzuführen sein.

Tabelle IV-1. Liste der im Rahmen des Teilprojektes IV untersuchten Fließgewässer. Neben den Gewässernamen und ihrer geographischen Lage sind der jeweilige Beprobungszeitraum und die im Text verwendete Gewässerkennung angegeben.

Gewässer-Nr.	Gewässername	Lage des Gewässers (Landkreis)	Beprobungszeitraum
1	Beeke	Rolfsbüttel (Gifhorn)	1998 – 1999
2	Vollbüttler Mühlenriede	Ribbesbüttel (Gifhorn)	1998 – 1999
3	Asselbach	Westerlinde (Salzgitter)	1998 – 1999
4	Glue Riede-Kanal	Dettum (Königsutter)	1998 – 1999
5	Neindorfer Bach	Neindorf (Wolfsburg)	1998 – 1999
6	Krummbach	Schladen (Goslar)	1998 – 1999
7	Flothe	Adenstedt (Peine)	1998 – 1999
8	Adersheimer Bach	Adersheim (Wolfenbüttel)	1998 – 1999
9	Calbechter Bach	Lobmachersen (Salzgitter)	1998 – 1999
10	Fuhse	Flachstöckheim (Salzgitter)	1998 – 1999
11	Sennebach	Sillium (Salzgitter)	1999
12	Schmalwasser	Marwede (Celle)	1998 – 1999
13	Stierngraben	Gerswalde (Uckermark)	1998
14	Kleine Ucker	Stegelitz (Uckermark)	1998





Bei der Auswahl der Gewässer wurden weiterhin folgende Mindestanforderungen berücksichtigt:

- Zugehörigkeit zur Kategorie „Tieflandfließgewässer“ (FRIEDRICH & HESSE, 1996).
- Ganzjährige Wasserführung bei einem mittleren Abfluß von weniger als 0,1 m/s.
- Fehlen von toxischen Einflüssen nicht landwirtschaftlichen Ursprungs (z. B. Straßenentwässerung, industrielle Einleiter)
- Höchstens mäßige organische Belastung des Wassers



Abbildung IV-3. Das als Referenzgewässer genutzte Schmalwasser bei Marwede (Gewässer 12). Das Gewässer liegt als einzige der Probestellen in nicht landwirtschaftlich genutztem Umland. Das Ufer wird von Feuchtwiesen gesäumt. Aufnahme 1. Juli 1998 (M. Liess).



Abbildung IV-4. Gewässer 10 (Fuhse bei Flachstöckheim), ein Agrarfließgewässer im Extrem: Das Gewässerbett wurde umgelegt. Der Boden (Löß) weist trotz niedriger Hangneigung einen hohen Runoff-Wahrscheinlichkeit auf. Die Bewirtschaftung erfolgt bis unmittelbar an die Uferlinie. Am Ufer sind kaum natürliche Strukturen vorhanden. Aufnahme 20. April 1998 (N. Berenzen).

Tabelle IV-2. Landwirtschaftliche Nutzungsformen und angebaute Feldfrüchte sowie Anteil der ohne Gewässerrandstreifen an die Uferlinie angrenzende Ackerfläche in einem Bereich von jeweils 500 m oberhalb der Probestellen der Untersuchungsgewässer. Als Randstreifen wurde ein mindestens 5 m breiter Streifen ohne landwirtschaftliche Nutzung definiert.

Gewässer	Nutzung des Umlandes	angrenzende Ackerfläche [%]
1	Spargel, Kartoffel, Weide	0
2	Roggen, Kartoffel, Spargel	30
3	Zuckerrübe, Weizen, Mais	80
4	Zuckerrübe, Weizen	40
5	Weizen, Zuckerrübe	< 10
6	Weizen, Zuckerrübe, Mähwiese	50
7	Zuckerrübe, Weizen, Weide	40
8	Weizen, Zuckerrübe	80
9	Weizen, Zuckerrübe	80
10	Weizen, Zuckerrübe, Raps	60
11	Weide	0
12	keine Nutzung	0
13	Mähwiese, Weide	0
14	Mähwiese, Weizen, Roggen	10

IV-2.2 Beprobung der PSM-Belastung

Die Belastung des Wasserkörpers der Untersuchungsgewässer mit Pflanzenschutzmitteln (PSM) wurde in den Jahren 1998 und 1999 untersucht. Die Beprobung erfolgte jeweils im Zeitraum vom 20. April bis zum 15. Juli. Als Probennahmegeräte dienten Hochwassersammler und eigens für dieses Projekt entwickelte automatische Probennehmer. Diese Geräte werden in den Kapiteln IV-2.2.1 und IV-2.2.2 näher beschrieben.

Im Untersuchungsjahr 1998 wurde an jedem Gewässer ein automatischer Probennehmer und ein aus zwei Sammelflaschen bestehender Hochwassersammler eingesetzt. Im Untersuchungsjahr 1999 wurden lediglich Hochwassersammler mit jeweils vier Sammelflaschen eingesetzt. Die Beprobung erfolgte ereignisgesteuert.

Die Probennahme durch die automatischen Probennehmer wurde über die Leitfähigkeitsabnahme (etwa 10 % des Leitfähigkeitswertes bei Normalwasserstand) und Erhöhung des Wasserstandes (ca. 5 – 10 cm je nach Gewässer) ausgelöst. Bei den Hochwassersammlern erfolgte die Auslösung gerätebedingt über Wasserstandserhöhung (2 – 10 cm). Die Kontrolle beider Gerätetypen erfolgte wöchentlich.

IV-2.2.1 Einsatz von automatischen Probennehmern

Zur Charakterisierung der Belastungen in der Wasserphase wurde für die Anwendungsperioden 1998 und 1999 ein neuartiges Datenaufnahme- und Probennahmesystem auf der Grundlage eines Gerätes von LIESS et al. (1999 a) entwickelt (Abbildung IV-5, S. 25).

Das Gesamtsystem besteht aus zwei netzunabhängigen Einheiten, die gemeinsam am Gewässer eingesetzt werden können. Im rechten Bildteil ist der Leitfähigkeitslogger dargestellt. Über eine entsprechende Elektrode (*LFE*) wird in einstellbaren Zeitintervallen (beispielsweise alle 10 min) die Leit-

fähigkeit im Gewässer gemessen. Die Meßwerte können im Gerät ohne weitere Betreuung über einen Zeitraum von bis zu 6 Monaten aufgezeichnet werden. Mittels eines portablen PC können die Werte im Feld oder nach Mitnahme des Loggers am Labor-PC ausgelesen und mit konventioneller Software (z. B. Microsoft Excel®) weiterverarbeitet werden.

Im linken Bildteil ist der Probennehmer dargestellt. Über die Regenwippe 1 (*RW1*) wird der Probennehmer eingeschaltet, wobei eine wiederholte Auslösung der Regenwippe nach einstellbarer Zeit als Auslösesignal gilt.

Der Probennehmer arbeitet nun über einen einstellbaren Zeitraum (ca. 30 – 90 min). Die Pumpe (*P*) saugt Bachwasser an und befördert dieses unter Hochdruck (6 bar) über einen Vorfilter (*VF*, Maschenweite 0,2 µm) und eine Festphasen-Extraktionssäule (*C18*) in eine Sammelflasche (*SF*; 2,5 l). *RW2* schaltet die Pumpe nach einer einstellbaren Zeit (beispielsweise 5 min) wieder aus und regelt so die pro Saugereignis gezogene Probenmenge. Die Anzahl der Saugereignisse pro Regenereignis kann ebenfalls variabel an der Regeleinheit (*RE*) eingestellt werden.

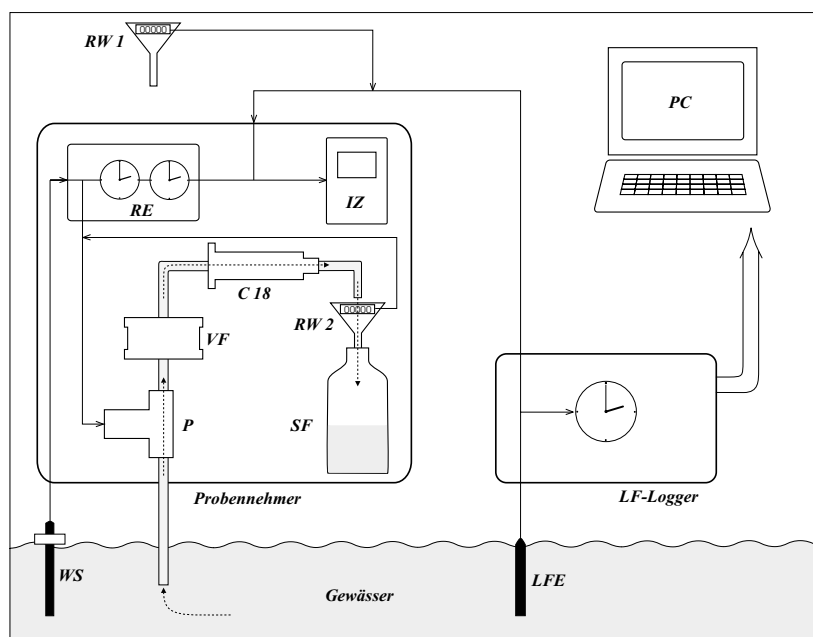


Abbildung IV-5.

Funktionsdiagramm eines netzunabhängigen Probennehmergerätes zur Quantifizierung von Gewässerbelastungen mit Pflanzenschutzmitteln. Parallel zum niederschlagsgesteuerten Probennehmer kann optional ein Leitfähigkeitslogger eingesetzt werden, dessen Daten auf einen portablen PC ausgelesen werden können. (*C18* = *C*₁₈-Extraktionssäule, *IZ* = Impulszähler, *LFE* = Leitfähigkeitsselektrode, *P* = Pumpe, *PC* = Personal Computer, *RE* = Regeleinheit, *RW* = Regenwippe, *SF* = Sammelflasche, *VF* = Vorfilter, *WS* = Wasserstandszeiger). Das Gerät wurde auf der Grundlage einer Konstruktion von LIESS et al. (1999 a) entwickelt.

Durch diese Konstruktion ist es möglich, Proben aus dem Gewässer in drei Fraktionen aufzutrennen und getrennt einer PSM-Analyse zuzuführen: Schwebstoffgebundene PSM aus dem Vorfilter, lipophile Substanzen aus der Festphasensäule und hydrophile Substanzen aus der Sammelflasche.

Es wurde bei der Entwicklung des Probennehmergerätes darauf geachtet, daß möglichst vielfältige Einsatzmöglichkeiten gegeben sind. So kann die Probennahme durch Niederschläge, Leitfähigkeitserniedrigung und / oder Wasserstände (über den Pegelschalter *WS*) ausgelöst werden. Es können aber auch in regelmäßigen Abständen Proben aus dem Gewässer entnommen werden. Die Anzahl aufzunehmender Ereignisse sowie die Intensität der Beprobung eines Ereignisses ist ebenfalls variierbar. Die von *RW1* ausgehende Impulzzahl kann mit einem Zähler (*IZ*) aufgenommen werden und in Kombination mit dem *LF-Logger* als kontinuierlicher Regenmesser eingesetzt werden.

IV-2.2.2 Einsatz von Hochwassersammlern

Neben dem automatischen Probennehmer wurde ein sogenannter Hochwassersammler (Abbildung IV-6) für die Gewinnung von Wasserproben für die spätere Analyse auf PSM-Rückstände eingesetzt. Hierbei handelt es sich um eine mittels einer Haltevorrichtung (*SH*) im Gewässer angebrachte Sammelflasche mit einem Fassungsvermögen von einem Liter (*SF*), deren Öffnung bei Normalwasserstand in einem einstellbaren Abstand über dem Wasserspiegel liegt. Bei einer Wasserstandserhöhung füllt sich die Flasche über ein Einströmröhrchen (*ER*). Ein zweites, längeres Röhrchen (*LR*) dient hierbei der Entlüftung der Flasche.

An einer Haltevorrichtung können mehrere Sammelflaschen in unterschiedlicher Höhe über dem Wasserspiegel angebracht werden. Die Auswahl der Wasserproben für eine spätere Analyse auf PSM-Rückstände erfolgt über die Messung der Leitfähigkeitdifferenz zwischen der Wasserprobe und dem Wasserkörper des Gewässers bei Normalwasserstand.

Die mittels der Hochwassersammler gewonnenen Wasserproben wurden im Labor auf C18-Extraktionssäulen gezogen, die anschließend zur Lagerung bis zur Analyse eingefroren wurden.

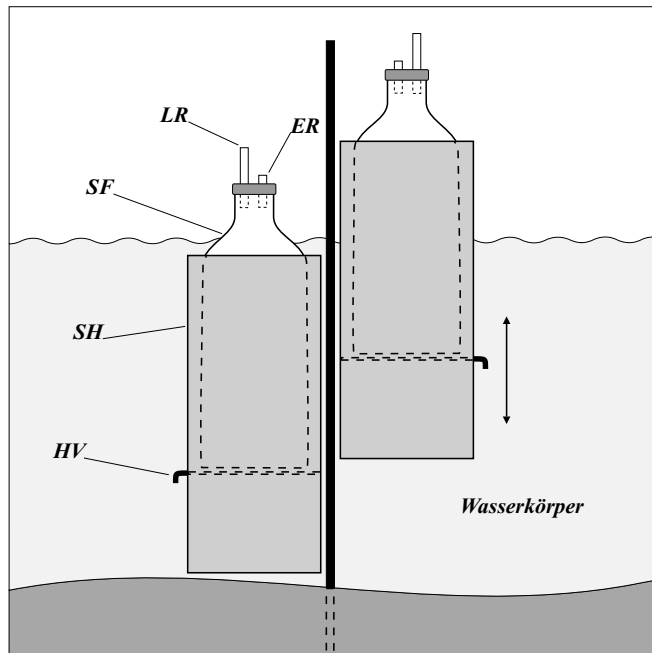


Abbildung IV-6. Schematische Darstellung eines Probennehmergerätes („Hochwassersammler“) zur Gewinnung von Wasserproben für die Analyse auf Pflanzenschutzmittel-Rückstände. Die beiden an Haltevorrichtungen (*SH*) angebrachten Sammelflaschen (*SF*) können über eine verstellbare Sperre (*HV*) in unterschiedlichen Höhen über dem Wasserspiegel justiert werden. Steigt der Wasserspiegel über das Niveau des Einströmröhrchens (*ER*), so füllt sich die Sammelflasche. Ein zweites Röhrchen (*LR*) dient hierbei der Entlüftung. Das Gerät wurde in der AG Limnologie des Zoologischen Institutes, TU Braunschweig, für das Projekt entwickelt.

IV-2.2.3 Analyse der Wasserproben

Alle Wasserproben wurden auf C18-Extraktionssäulen (Bakerbond Polar Plus®, Mallinckroft Baker, Griesheim) fixiert. Die Analyse (Institut für Chemische Ökotoxikologie, TU Braunschweig) wurde mittels Gaschromatographie (HP-5990, Serie 2; Hewlett Packard, Avondale, PA, USA) durchgeführt und durch Gaschromatographie / Massenspektroskopie überprüft (Varian 3400 Gaschromatograph, Varian, Walnut Creek, CA, USA, mit HP 7673 Autosampler, kapillar angebunden an Massenspektrometer SSQ 700, Finnigan, Bremen). Die Nachweisgrenze für alle Substanzen betrug 0,05 µg/l.

Die Proben wurden auf Rückstände einer Auswahl von Insektiziden, Fungiziden und Herbiziden untersucht (Tabelle IV-3, S. 27).

Sämtliche dieser Wirkstoffe (Ausnahme: Lindan) wurden im dem Untersuchungsjahr vorausgehenden Jahr von der Landwirtschaftskammer Hannover für die Anwendung in der Region

empfohlen (LWK HANNOVER, 1998). Das Stoffspektrum für das Untersuchungsjahr 1998 bezieht sich somit auf Empfehlungen der LWK Hannover für das Jahr 1997, während sich das Spektrum für 1999 auf entsprechende Empfehlungen für das Jahr 1998 bezieht. Für das Untersuchungsjahr 1999 konnte darüber hinaus das Spektrum der zu analysierenden Wirkstoffe aufgrund von analysetechnischen Fortschritten des Institutes für Chemische Ökotoxikologie erheblich erweitert werden.

Tabelle IV-3. Liste der 1998 und 1999 im Rahmen des Teilprojektes IV untersuchten Wirkstoffe. Die Auswahl der Substanzen bezieht sich auf Anwendungsempfehlungen der Landwirtschaftskammer Hannover für die Jahre 1997 und 1998.

Wirkstoff	Stoffgruppe	Untersuchungsjahr
λ-Cyhalothrin	Insektizid	1999
β-Cyfluthrin	Insektizid	1999
Cypermethrin	Insektizid	1999
Deltamethrin	Insektizid	1998 – 1999
Demethon-S-methyl	Insektizid	1999
Esfenvalerat	Insektizid	1998 – 1999
Lindan	Insektizid	1998
Parathion-ethyl	Insektizid	1998 – 1999
Pirimicarb	Insektizid	1999
Azoxystrobin	Fungizid	1998 – 1999
Epoxiconazol	Fungizid	1998 – 1999
Kresoxim-methyl	Fungizid	1998 – 1999
Propiconazol	Fungizid	1998 – 1999
Fenpropimorph	Fungizid	1999
Terbuconazol	Fungizid	1999
Bifenox	Herbizid	1998 – 1999
Chloridazon	Herbizid	1999
Ethofumesat	Herbizid	1999
Metribuzin	Herbizid	1999
Pendimethalin	Herbizid	1998 – 1999
Prosulfocarb	Herbizid	1999

IV-2.2.4 Berechnung der Gesamtoxizität

Um die Vergleichbarkeit der PSM-Belastung der Untersuchungsgewässer untereinander nach ihrer Toxizität für die Gewässerzönose zu erleichtern, wurde auf der Grundlage der Errechnung von Gemischtoxizitäten über „Toxische Einheiten“ (HUND & KÖRDEL, 1996; basierend auf PETERSON, 1994) eine Formel angewendet, die die Gesamtoxizität aller innerhalb eines definierten Zeitraumes aufgetretenen Kontaminationsereignisse mit unterschiedlichen Wirkstoffen ausdrückt (Formel IV-1).

Die Kombinationswirkung zeitlich versetzter Kontaminationsereignisse mit Stoffgemischen ist bislang wenig erforscht (GRIMME et al., 1998). Die hier vorgestellte Formel stellt daher lediglich ein vorläufiges Hilfsmittel dar, das durch entsprechende Untersuchungen überprüft werden sollte.

Es wird von einer additiven Wirkung sowohl aller innerhalb des gegebenen Zeitraumes auftretenden Kontaminationsereignisse als auch von einer additiven Wirkung aller an einem Kontaminationereignis beteiligten Einzelstoffkonzentrationen ausgegangen. Für alle gefundenen Wirkstoffkonzentrationen wird die gleiche Verweildauer im Wasserkörper an der Probestelle angenommen.

Formel IV-1. Berechnung der Gesamtoxizität.

$$TU_{\text{sum}} = \sum_{i=1}^n \frac{C_i}{LC50_i}$$

mit

TU_{sum} Gesamtoxizität („*toxic unit*“)

C_i Konzentration des i-ten Einzelstofffundes [$\mu\text{g/l}$]

$LC50_i$ $LC50_{48h}$ für *Daphnia magna* des i-ten Wirkstoffes [$\mu\text{g/l}$]

n Anzahl der Einzelstofffunde

Die Effektkonzentrationen ($LC50_i$) stellen den jeweiligen $LC50_{48h}$ für *Daphnia magna* des entsprechenden Wirkstoffes dar. Diese Crustaceenart wurde aufgrund der verhältnismäßig hohen Anzahl von verfügbaren spezifischen Toxizitätsdaten ausgewählt. Die Toxizitätsdaten wurden von im Internet zugänglichen Datenbanken, vom Umweltbundesamt bzw. von den entsprechenden Pflanzenschutzmittelherstellern bezogen (Tabelle IV-4, S. 29). Für die Einzelgewässer-bezogene Mittelwertbildung von TU_{sum} wurden jeweils nur diejenigen PSM-Wirkstoffe berücksichtigt, auf die die Wasserproben in beiden Probennahmejahren untersucht wurden.



Abbildung IV-7. Runoff-Ereignis am Glue-Riede-Kanal (Gewässer 4) in Folge eines Starkregenfalls. Das von der Ackerfläche ablaufende Wasser wird in das Gewässer eingetragen. Während solcher Ereignisse treten die höchsten Konzentrationen an Pflanzenschutzmitteln in Agrarfließgewässern auf. Aufnahme Juni 1997 (M. Neumann).

IV-2.3 Bezug von Niederschlagsdaten

Um den PSM-Eintrag mit der Niederschlagssituation im Untersuchungszeitraum vergleichen zu können, wurden Niederschlagsdaten des entsprechenden Zeitraumes von denjenigen Niederschlagsmeßstellen des Deutschen Wetterdienstes (DWD, 1999) verwendet, die den einzelnen Untersuchungs-gewässern am nächsten lagen.

Im einzelnen waren dies die Stationen Eschede, Ribbesbüttel, Wipshausen, Peine, Braunschweig-Völkenrode, Baddeckenstedt, Salzgitter-Ohlendorf, Königslutter-Rhode, Wolfenbüttel und Schladen. Für das Auftreten von PSM-Eintragsereignissen aus landwirtschaftlichen Flächen sind insbesondere Starkregenereignisse von Bedeutung (s. o.). Aus den Tagesniederschlagsdaten der einzelnen Meßstationen wurden daher die mittleren Anzahlen an Starkregenereignissen errechnet, die im Untersuchungsgebiet in den entsprechenden Zeiträumen auftraten. Als Starkregenereignisse wurden Tagesniederschläge von mehr als 5 mm gewertet.

Tabelle IV-4. Mittlere LC50_{48h}-Konzentrationen für *Daphnia magna* ausgewählter Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffe.

Wirkstoff	LC50 _{48h} [µg/l]	Quelle
Lindan ^b	485	Umweltbundesamt (mündl. Mitteilung)
Parathion-ethyl ^b	1,43	Umweltbundesamt (mündl. Mitteilung)
Pendimethalin ^b	340	Umweltbundesamt (mündl. Mitteilung)
Kresoxim-methyl ^b	168	Fa. BASF (mündl. Mitteilung)
Epoxiconazol ^b	8700	Fa. BASF (mündl. Mitteilung)
Bifenox ^b	660	Fa. Rhone-Poulenc (mündl. Mitteilung)
Esfenvalerat	0,62 ^a	Exttoxnet (1996); Exttoxnet (1998a)
Azoxystrobin ^b	230	Umweltbundesamt (mündl. Mitteilung)
Propiconazol ^b	6500 ^a	Umweltbundesamt (mündl. Mitteilung); Exttoxnet (1998b)
Chloridazon	50100	Umweltbundesamt (mündl. Mitteilung)
Ethofumesat	13500	Umweltbundesamt (mündl. Mitteilung)
Metamitron	5700	Umweltbundesamt (mündl. Mitteilung)
Terbuconazol	4200	Umweltbundesamt (mündl. Mitteilung)

^a arithmetischer Mittelwert aus mehreren Angaben

^b Wirkstoff berücksichtigt bei der Berechnung von TU_{sum}

IV-2.4 Beprobung des Makrozoobenthos

Die Gewässerzönose wurde in den Untersuchungsjahren 1998 und 1999 untersucht. Die Beprobung erfolgte in beiden Jahren im Zeitraum von Anfang April bis Ende Juli. Im Jahr 1998 wurde ein zweiwöchiger Beprobungsrythmus gewählt. Da im Zuge der Auswertung der Populationsdaten von 1998 keine *akuten* Reaktionen der Arten auf die PSM-Belastung festgestellt wurden, wurde das Probennahmeintervall im Jahr 1999 auf vier Wochen erweitert.

Die Beprobung erfolgte mit einem Surber-Sampler (MACAN, 1958) mit einer Grundfläche von 0,125 m² (35 cm Kantenlänge) und einer Maschenweite des Netzes von 1 mm. Je Probennahme wurden vier einzelne Proben in einem Gewässerabschnitt von ca. 50 m Länge genommen. Dabei wurde auch die Besiedelung des Sediments bis zu einer Tiefe von ca. 5–10 mm erfaßt. Befanden sich Vertebraten (Fische, Lurche) in der Probe, so wurden diese umgehend in das Gewässer zurückgesetzt. Die Auszählung der Makroinvertebraten erfolgte im Labor. Der Fangnetzinhalt (bestehend aus besiedeltem Sediment, Steinen, Detritus, Fallaub oder Pflanzenteilen) wurde nach Entfernen von Schwebstoffpartikeln durch Abspülen in eine weiße Fotoschale gegeben und anschließend in kleinen Portionen von Hand auf besiedelnde Organismen abgesucht. Nach dem Auszählen wurden Tiere und Samplerinhalt wieder in die Ursprungsgewässer verbracht.

Zur Überprüfung der Auszählungsmethode wurden stichprobenartig bereits untersuchte Proben aufbewahrt und zu einem späteren Zeitpunkt noch einmal abgesucht. Dabei wurde festgestellt, daß ca. 95 % der Tierbesiedlung bei der ersten Auszählung erfaßt worden war. Zur Überprüfung der geschätzten Individuenzahlen wurden stichprobenartig vorher geschätzte Individuen ein zweites mal einzeln ausgezählt. Dabei wurde ein Schätzfehler von ca. $\pm 10\%$ festgestellt.

Tiere, die vor Ort nicht zweifelsfrei bestimmt werden konnten, wurden zur genauen Bestimmung in 70%igem Ethanol fixiert.

Bedingt durch die Maschenweite des Surber-Samplers von einem Millimeter konnten kleine Larvenstadien z. T. nicht quantifiziert werden. Individuen mit einer Größe unter einem Millimeter wurden daher bei der Datenauswertung nicht berücksichtigt. Die Bestimmung der Makroinvertebraten erfolgte im allgemeinen bis zur Art. Larven von Dytisciden, Chironomiden, Simuliiden sowie Lumbriciden und Tubificiden wurden hingegen lediglich bis zur Familie bestimmt, da eine genauere Bestimmung nur nach aufwendiger Präparation unter dem Mikroskop möglich ist.

IV-2.5 Beprobung chemisch-physikalischer Parameter

Begleitend zur Beprobung der Gewässerzönose wurden in zweiwöchigem (1998) bzw. vierwöchigem Abstand (1999) physikalische und chemische Meßparameter aufgenommen (Tabelle IV-5, S. 31). Die Beprobung erfolgte mittels elektronischer Meßgeräte (Fa. WTW) bzw. am Gewässer.

Anorganische Nährstoffe und pH

Der Gehalt des Wassers an den anorganischen Nährstoffen Nitrat, Nitrit, Ammonium und Orthophosphat wurde am Gewässer mittels colorimetrischer Schnelltests (Visicolor®, Fa. Macherey & Nagel) bestimmt. Der pH-Wert wurde mit einem elektronischen Meßgerät der Fa. WTW gemessen.

Meßparameter	Meßmethode
NH ₄ ⁺	colorimetrisch
NO ₃ ⁻	colorimetrisch
NO ₂ ⁻	colorimetrisch
PO ₄	colorimetrisch
pH	Meßelektrode
Sauerstoffzehrung (5 d)	Inkubation 5 d bei 20 °C
Leitfähigkeit	Datalogger
Temperatur	Min-Max-T.meter, Datalogger
Strömungsgeschwindigkeit	Driftkörpermethode

Tabelle IV-5. Im Rahmen des Teilprojektes IV an den Untersuchungsgewässern aufgenommene physikalisch-chemische Wasserparameter. NH₄⁺ = Ammonium; NO₃⁻ = Nitrat; NO₂⁻ = Nitrit; PO₄ = Orthophosphat.

Temperatur und Leitfähigkeit

Die Gewässertemperatur wurde im Jahr 1998 mittels fest im Gewässer installierter analoger Min.-Max.-Thermometer gemessen. Da sich diese Geräte als zu ungenau erwiesen, wurde im Jahr 1999 die Temperatur mittels zu diesem Zweck umgerüsteten Dataloggern mit elektronischem Meßfühler permanent aufgenommen. Mit den selben Loggern wurde auch die Leitfähigkeit des Wassers ebenfalls permanent aufgenommen. Da lediglich acht Datalogger zur Verfügung standen und die Geräte daher zwischen den einzelnen Gewässern gewechselt werden mußten, wurden die Temperatur und die Leitfähigkeit an vier der Gewässer lediglich für einen Teil des gesamten Untersuchungszeitraumes bestimmt.

Sauerstoffzehrung und Sedimentdrift

Im Untersuchungsjahr 1998 wurde außerdem an zehn der Gewässer im Braunschweiger Umland die wöchentliche Sedimentdrift an den Gewässern bestimmt. Hierfür wurden Sedimentsammler (LIESS et al., 1996) eingesetzt. Das Volumen der nach einer Woche im Sammelgefäß vorhandenen Sedimentmenge wurde hierbei im wasserüberstandenen Zustand abgeschätzt. Die Sauerstoffzehrung des Wassers (S_{5d}; HÜTTER, 1990) wurde aus Zeitgründen erst im Jahr 2000 bestimmt. Hierfür wurde ein vierwöchiger Intervall im Zeitraum vom 15.3. bis 15.4. des Jahres (jeweils 4 Messungen pro Gewässer im Wochenabstand) ausgewählt, da die Belastung der Gewässer mit sauerstoffzehrenden Substanzen durch Ausbringung von Gülle auf die landwirtschaftlichen Flächen in diesem Zeitraum besonders hoch sein kann. Die Wasserproben wurden am Gewässer in getönte 100 ml-Schraubdeckelflaschen gefüllt und auf Eis ins Labor transportiert. Im Labor wurden die Proben im Wasserbad auf 20 °C erwärmt. Der Sauerstoffgehalt wurde mittels Meßelektrode in einer zu diesem Zweck genommenen Parallelprobe bestimmt. Die eigentliche Probe wurde abgedunkelt für 5 d in einer Klimakammer bei 20 °C ± 1 °C inkubiert. Anschließend wurde wiederum der Sauerstoffgehalt bestimmt. Die Differenz der beiden Sauerstoffmessungen wurde als S_{5d} bezeichnet. Auf eine Nitrifikationshemmung durch N-Allylthioharnstoff wurde verzichtet, da mit der Messung auch sauerstoffzehrende Nitrifikationsprozesse erfaßt werden sollten.

IV-2.6 Bewertung von Gewässerstruktur und -morphologie

Die Untersuchung der Morphologie- und Strukturparameter der Untersuchungsgewässer erfolgte über eine Einordnung der Gewässer in das Gewässerstruktur-Bewertungssystem des Nordrhein-Westfälischen Landesumweltamtes (LUA-MATERIALIEN, 1999a; im weiteren „Strukturindex“).

Dieses Bewertungssystem stellt einen der zur Zeit in Deutschland am häufigsten verwendeten Strukturindices dar. Auch der Niedersächsische Landesbetrieb für Wasserwirtschaft und Küstenschutz (NLWK) plant den Einsatz dieses Index bei zukünftigen regelmäßigen Gewässeruntersuchungen (FAASCH, mündl. Mitteilung). Die im Index enthaltenen Morphologie- und Strukturparameter sind in Tabelle IV-6 (S. 32) dargestellt. Die Einordnung der Untersuchungsgewässer in das Bewertungssystem erfolgte nach entsprechender Vorschrift vor Ort durch Sichtung und Abschätzung. Da der Hauptparameter 6 („Gewässerumfeld“) des Strukturindex eine Bewertung des Gewässerumlandes nach der Art seiner Nutzung vornimmt und damit in besonderer Weise mit dem Eintrag von PSM in das entsprechende Gewässer korreliert ist, werden die Strukturindexwerte in Kapitel IV-3.2 (S. 39) jeweils mit und ohne Berücksichtigung von Hauptparameter 6 dargestellt.

Tabelle IV-6. Morphologie- und Strukturparameter, die zur Berechnung des Gewässerstruktur-Bewertungssystem des Nordrhein-Westfälischen Landesumweltamtes (LUA-MATERIALIEN, 1999a) verwendet werden.

Hauptparameter	Einzelparame ^{ter}	
1 Laufentwicklung	1	Laufkrümmung
	1.2	Krümmungserosion
	1.3 / 1.4	Längsbänke und besondere Laufstrukturen
2 Längsprofil	2.1	Querbauwerke
	2.2	Verrohrung
	2.3	Rückstau
	2.4	Querbänke
	2.5 / 2.6	Strömungsdiversität und Tiefenvarianz
3 Sohlenstruktur	3.1	Sohlensubstrat
	3.2	Sohlenverbau
	3.3	Substratdiversität
	3.4	Besondere Sohlenstrukturen
4 Querprofil	4.1	Profiltyp
	4.2	Profilbreite
	4.3	Breitenerosion
	4.4	Breitenvarianz
	4.5	Durchlässe
5 Uferstruktur	5.1	Uferbewuchs
	5.2	Uferverbau
	5.3	Besondere Uferstrukturen
6 Gewässerumfeld	6.1	Flächennutzung
	6.2	Gewässerrandstreifen
	6.3	Schädliche Umfeldstrukturen

IV-2.7 Berechnungen und Statistik

Die umfangreichen Arten- und gewässerbezogenen Daten wurden mit den Datenbankprogrammen Claris Filemaker® für Windows und für Macintosh (Version 4.0) und MS Access® für Windows (Version 97) verwaltet. Die Bildung von Mittelwerten aus Einzeldaten erfolgte ebenfalls mit diesen Programmen. Im Zuge von statistischen Vergleichen aufgenommener Parameter zwischen einzelnen Untersuchungsgewässern wurden, wenn nicht anders angegeben, die arithmetischen Mittelwerte aus den Einzelmeßwerten des zweijährigen Untersuchungszyklus verwendet. Wurde ein Parameter nur in einem der Jahre untersucht (Temperaturregime, Sauerstoffzehrung, Sedimentdrift), so wurden bei Vergleichen stattdessen die Mittelwerte des untersuchten Jahres verwendet. Alle statistischen Tests wurden mit dem Programmpaket SPSS® 10.0 für MS Windows (Statistical Product Service Solutions, Chicago) durchgeführt. Mittelwertvergleiche der Parameter zwischen den Gewässern wurden mit dem T-Test für unabhängige Stichproben (Student's T-Test) vorgenommen. Zeitreihen von Temperatur- und Niederschlagsdaten wurden mit dem gepaarten T-Test verglichen. Vor der Anwendung der T-Tests wurden die Datensätze mittels Kolmogoroff-Smirnoff-Test auf Normalverteilung untersucht. Die TU_{sum} -Werte wurden, um Normalverteilung der Daten zu erreichen, vor dem statistischen Test logarithmiert. Korrelationen zwischen verschiedenen Meßgrößen wurden mittels linearer Regression untersucht. Multiple Regressionen wurden nach der Einschlußmethode (enter) vorgenommen. Jahreszeitliche Trends des SR-Index (s. u.) wurden mit dem autoregression model (maximum likelihood method, $\rho = 0$) überprüft.

IV-2.7.1 Klassifizierung der gewässerbezogenen Toxizität

Für die Überprüfung der Abhängigkeit verschiedener Parameter von der PSM-Belastung der Gewässer mittels T-Test wurden die Untersuchungsgewässer nach ihrer Belastung in die Gruppen „belastet“ und „unbelastet“ eingeteilt. Als „unbelastet“ wurden solche Gewässer eingestuft, in denen während des Untersuchungszeitraumes keine Pflanzenschutzmittel nachgewiesen wurden oder deren Summe der nachgewiesenen PSM in beiden Jahren eine Gesamtoxizität (TU_{sum}) von 0,001 nicht überschritt (zur Begründung siehe Kapitel IV-2.7). Als belastet wurden entsprechend jene Gewässer eingestuft, die im zweijährigen Mittel eine TU_{sum} von mehr als 0,001 aufwiesen. Da die Gruppe der als unbelastet eingestuften Gewässer auch ein sehr gering mit PSM belastetes Gewässer enthielt ($TU_{\text{sum}} = 0,0002$), wird der Begriff „unbelastet“ in diesem Zusammenhang im weiteren in Anführungsstrichen geführt.

Im Zuge von Regressionen, für die die einzelnen TU_{sum} -Werte logarithmiert wurden, wurde an Gewässer ohne jeden Nachweis an PSM der Wert $TU_{\text{sum}} = 0,0001$ vergeben, um ein Einbeziehen dieser Gewässer in die Regressionen mathematisch zu ermöglichen. Dies war notwendig, da die Bildung des Logarithmus aus dem Wert „0“ (entsprechend „unbelastet“) nicht möglich ist. Theoretische Grundlage stellte hierbei die Tatsache dar, daß PSM-Kontaminationen unterhalb der Nachweisgrenze auch in diesen Gewässern nicht ausgeschlossen werden konnten und die Belastung dieser Gewässer daher lediglich als kleiner als die derjenigen Gewässer mit PSM-Nachweis angesehen werden konnte.

IV-2.7.2 Berechnung von Zönoseneigenschaften

Für den Mittelwertvergleich der physiologischen Empfindlichkeiten der Arten mit Gewässerparametern im T-Test wurden die Makroinvertebratenordnungen entsprechend ihrer relativen physiologischen Toleranz (T_{relativ} ; vgl. Kapitel III-2.2) in die Gruppen „empfindliche Arten“ und „weniger empfindliche Arten“ eingeteilt. Als empfindlich wurden solche Arten bezeichnet, deren entsprechende Ordnungsmittelwerte von T_{relativ} mindestens so niedrig wie die der Ordnung Odonata waren. Als weniger empfindlich wurden entsprechend alle Arten bezeichnet, deren Ordnungsmittelwerte über dem Mittelwert der Ordnung Odonata lagen. Für Regressionsmodelle wurden hingegen die ordnungsspezifischen T_{relativ} -Werte aus Abschnitt III verwendet.

IV-2.7.3 Erarbeitung eines zönosenbasierten Index für die Belastung mit PSM

Auf der Grundlage der in Abschnitt III erarbeiteten Klassifizierung von Makroinvertebraten-Ordnungen nach ihrer physiologischen Empfindlichkeit gegenüber toxischen organischen Verbindungen und den dort angestellten Überlegungen zur Übertragbarkeit auf Verhältnisse im Freiland (siehe Kapitel III-4.2) wurde mit dem *Sensitivity Recovery Index* (im weiteren SR-Index) ein zönosenbasiertes Bewertungssystem für die PSM-Belastung kleiner Fließgewässer erarbeitet. Anschließend erfolgte eine Anwendung des SR-Index auf gewässerbezogene Daten aus dem Abschnitt IV.

Der SR-Index folgt in seinen Grundzügen dem Saprobienindex (FRIEDRICH, 1990). Er nimmt Werte zwischen 1 und 5 an, wobei 1 der Zönose unbelasteter Gewässer entspricht und 5 der Zönose sehr stark belasteter Gewässer. In den SR-Index gehen folgende art- bzw. ordnungsspezifische Größen ein:

- 1) Die **relative physiologische Toleranz** der Ordnungen. Die T_{relativ} -Werte der einzelnen Ordnungen wurden über die Formel IV-2 (S. 35) in die Variable t (relativer physiologischer Toleranzwert) mit Werten zwischen 1 und 5 transformiert. Der Wert 1 entspricht hierbei der empfindlichsten untersuchten Ordnung (Plecoptera), der Wert 5 der am wenigsten empfindlichen Ordnung (Lamelli-branchiata). Über den Gewichtungsfaktor für die physiologische Toleranz w_t wurden zusätzlich alle Ordnungen, die einen niedrigeren Wert für t aufwiesen als *D. magna*, als besonders empfindliche Arten um den Faktor 50 stärker gewichtet als die übrigen Ordnungen. Hiermit wurde der Tatsache Rechnung getragen, daß die Abundanz besonders empfindlicher Arten in einem Biotop meist eine größere Aussagekraft bezüglich dessen ökologischer Qualität besitzt als die Abundanz vergleichsweise toleranter Arten (vgl. Saprobienindex; FRIEDRICH, 1990). Der t -Wert für Megaloptera sollte aufgrund der unzureichenden Datengrundlage (vgl. Kapitel III-2.2) als vorläufiger Wert angesehen werden.
- 2) Die **Wanderungsfähigkeit** der Ordnungen. Das Wanderungs- und damit Wiederbesiedelungsvermögen der Arten geht über die Variable „Wanderungsfähigkeit“ m in den SR-Index ein. Hololimnische Ordnungen, deren Adulttiere fliegend meist größere Strecken überwinden können (Coleoptera und Heteroptera; WESENBERG-LUND, 1943), sowie hololimnische Arten, die im Wasser größere Strecken stromaufwärts zurücklegen können (Decapoden, WESENBERG-LUND, 1939) und Gammariden, KOCKRICK, 1998), wurde der Wert $m = 1$ zugeordnet. Alle übrigen Arten nahmen den Wert 0 an. Damit wurde den besonders migrationspotenten Arten eine größere ökologische Toleranz zugesprochen als den weniger migrationspotenten Arten. Die grobe Einteilung der Arten in lediglich zwei Klassen wurde hier gewählt, weil detaillierte Informationen zum Wanderungsverhalten der meisten Arten bislang nicht vorliegen.
- 3) **Reproduktionseigenschaften** der Arten. Arten, die eine Generationszyklusdauer von unter einem Jahr aufwiesen (bi- und plurivoltine Arten) und Arten, die in niedersächsischen Gewässern häufig in sehr hohen Abundanzen auftreten, wurden über den Gewichtungsfaktor für Reproduktionseigenschaften w_r in ihrer Gewichtung auf 16^{-1} der übrigen Arten heruntergestuft, um eine Überbewertung von Massenaufreten bestimmter Pionierarten zu vermeiden. Analog zu dem Gewichtungsfaktor w_t trägt auch der Faktor w_r der Tatsache Rechnung, daß das Auftreten anspruchsvoller Arten (hier: Arten mit einer langen Generationsdauer oder einer geringen Reproduktionsrate) meist eine deutlichere Aussage zum ökologischen Zustand eines Gewässers erlaubt als das Auftreten von Pionier- oder „Massen“-arten.
- 4) Die **Abundanz** der Arten. Die Abundanz (a) der einzelnen Arten wurde als logarithmierte Individuenzahl pro Quadratmeter Gewässerfläche in den SR-Index aufgenommen.

Die Erarbeitung des Index erfolgte ausschließlich aus Erkenntnissen heraus, die durch Studium der Fachliteratur und durch Erfahrungen aus früheren Freilanduntersuchungen gewonnen wurden. Ergebnisse der vorliegenden Freilanduntersuchungen gingen, um entsprechende Tautologie-Effekte auszuschließen, nicht in den Index ein. Die Berechnung des SR-Index ist in Formel IV-3 dargestellt. Eine Liste der im Rahmen des Projektes nachgewiesenen Arten und ihrer Index-Beiwerte findet sich im Anhang (Tabelle X-2, S. 115).

Formel IV-2. Umrechnung von T_{relativ} in t .

$$t = 1 + (1,76 \times (0,36 + T_{\text{relativ}}))$$

IV-2.7.4 Anwendung des SR-Index auf Populationsdaten und Überprüfung der Funktion

Mithilfe des SR-Index wurden die an den Untersuchungsgewässern erhobenen Populationsdaten auf Zusammenhänge zwischen der Zönosenzusammensetzung und der nachgewiesenen PSM-Belastung überprüft. Im Zuge der Auswertung wurden zwar Unterschiede im SR-Index zwischen den unterschiedlich stark belasteten Gewässern nachgewiesen, nicht aber eine Reaktion des SR-Index auf konkrete Kontaminationsereignisse. Dies wurde auf die vergleichsweise geringen nachgewiesenen PSM-Konzentrationen zurückgeführt (siehe Kapitel IV-4.2).

Um dennoch die Sensitivität des SR-Index als Zeiger von akuten Reaktionen der Gewässerzönose auf singuläre Kontaminationsereignisse überprüfen zu können, wurde das Konzept des SR-Index zusätzlich auf ein 1994 beobachtetes Kontaminationsereignis höherer Wirstoffkonzentration angewendet: An einem Agrarfließgewässer (Ohebach) bei Schladen / Vorharz wurde am 19.5. 1994 im Wasserkörper das Insektizid Parathion-ethyl in einer Konzentration von $6 \mu\text{g/l}$ mittels automatischem Probennehmer (siehe Kapitel IV-2.2) nachgewiesen. Im Anschluß an dieses Eintragsereignis fand eine stark erhöhte Drift an Makroinvertebraten statt (SCHULZ & LIESS, 1997). Ein Großteil der driftenden Tiere war tot. Für einen Zeitraum von mehreren Monaten vor und nach dem Ereignis liegen quantitative Populationsdaten aus Erfassungen mittels Surber-Samplern vor. Diese Daten wurden mithilfe des SR-Index ausgewertet.

Formel IV-3. Berechnung des Sensitivity-Recovery-Index (SR-Index).

$$\Pi = \frac{\sum_{i=1}^n (t + m) \times a \times w_r \times w_t}{\sum_{i=1}^n a \times w_r \times w_t}$$

mit

Π	SR-Index (S ensitivity- R ecovery-Index)
t	relative physiologische Toleranz (relative physiological tolerance)
m	Wanderungsfähigkeit (m igration potential)
a	A bundanz ($\log \text{Ind./m}^2$)
w_r	Gewichtungsfaktor für Reproduktionseigenschaften (w eight factor for r eproduction characteristics)
w_t	Gewichtungsfaktor für relative physiologische Empfindlichkeit (w eight factor for physiological t olerance)
n	Anzahl der Taxa

IV-3 Ergebnisse

IV-3.1 Belastung der Untersuchungsgewässer mit PSM

IV-3.1.1 Niederschlagsverteilung und Anzahl der Beprobungsereignisse

Die Anzahl der im Untersuchungszeitraum gewonnenen Wasserproben richtete sich nach der Häufigkeit von Runoff-Ereignissen an den entsprechenden Gewässern. Sie lag zwischen einer Probe pro Jahr für das Gewässer mit der niedrigsten (Gewässer 12, Untersuchungsjahr 1999) und elf für das Gewässer mit der höchsten Runoff-Häufigkeit (Gewässer 10, 1998; Tabelle IV-8, S. 37).

Tabelle IV-7. Anzahl der Tage mit einer Niederschlagssumme von mehr als 5 mm an ausgewählten Niederschlagsmeßstationen im Untersuchungsgebiet im Zeitraum vom 1.5. bis 31.7. der Jahre 1998 und 1999.

Station	1998	1999
Ribbesbüttel	14	7
Schladen	11	11
Wolfenbüttel	9	8
Braunschweig-Völkenrode	12	8
Königslutter-Rhode	9	10
Eschede	11	6
Salzgitter-Ohlendorf	11	10
Peine	16	11
Wipshausen	16	7
Baddeckenstedt	12	9
<i>Mittelwert</i>	12	9

Ein Vergleich der in beiden Untersuchungsjahren beprobten Gewässer zeigte, daß im Jahr 1999 die mittlere Anzahl der pro Gewässer gewonnenen Proben um 41 % geringer war als 1998 (gepaarter T-Test, $n = 6$, $p = 0,0002$). Dies stand im Einklang mit einer niedrigeren Gesamtniederschlagssumme und einer geringeren Anzahl an Starkregenereignissen im Untersuchungsintervall des Jahres 1999. Während 1998 im Zeitraum vom 1.5. bis 31.7. an den berücksichtigten Regenmeßstationen 181 mm Niederschlag fielen, waren es im gleichen Zeitraum des Jahres 1999 nur 131 mm. Die Anzahl der Starkregenereignisse (> 5 mm) war 1998 im Mittel um 28 % höher als 1999 (gepaarter T-Test, $n = 6$, $p = 0,0084$; vgl. Tabelle IV-7).

Im Untersuchungsjahr 1999 gelang es an Gewässer 8 wegen des versinterten Gewässerbettes nicht, das Probennahmegerät so anzubringen, daß eine repräsentative Anzahl von Proben gezogen werden konnte.

Bei Vergleichen der Gesamtoxität mit anderen Parametern wird daher lediglich die im Untersuchungsjahr 1998 gewonnene Datenmenge von Gewässer 8 verwendet.

IV-3.1.2 Belastungsmuster der Gewässer

In Wasserproben aus elf der insgesamt vierzehn untersuchten Gewässer wurden PSM-Wirkstoffe nachgewiesen (Tabelle IV-8). In acht Gewässern wurden lediglich *Fungizide* und *Herbizide* nachgewiesen, in drei Gewässern wurden im Jahr 1998 mit den Substanzen Lindan und Parathion-ethyl zusätzlich *Insektizide* gefunden. In zwei Wasserproben aus dem Gewässer 11, daß nur 1999 untersucht wurde, wurden geringe Konzentrationen der Substanzen Azoxystrobin und Ethofumesat bzw. Epoxiconazol nachgewiesen. Da die Konzentrationen nahe der Nachweisgrenze lagen und hinsichtlich der Gesamtoxität ($TU_{\text{sum}} = 0,0002$) eine erhebliche Differenz zu den anderen belasteten Gewässern bestand, wird das Gewässer 11 im weiteren als „unbelastet“ bezeichnet (vgl. Kapitel IV-2.7, S. 33).

An Gewässer 2 wurde 1998 keine Belastung nachgewiesen, während 1999 in diesem Gewässer geringe Belastungen mit im Jahr 1998 nicht berücksichtigten Substanzen gefunden wurden. Bei der Berechnung der Zweijahres-Mittelwertes (vgl. Kapitel IV-2.7) ergab sich damit für diese Probestelle eine Gesamtoxität von 0,0001. Der Anteil der mit PSM belasteten Proben an der Gesamtzahl der gewonnenen Proben war 1999 an denjenigen Gewässern, die in beiden Jahren untersucht wurden und deren Anteil belasteter Proben 1998 nicht bereits bei 100 % lag, um 37 % höher als 1998 (gepaarter T-Test, $n = 6$, $p = 0,049$).

Tabelle IV-8. Maximalkonzentrationen [$\mu\text{g/l}$] und Nachweishäufigkeiten (in Klammern) von Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffen in vierzehn kleinen Fließgewässern im norddeutschen Tiefland im Zeitraum von Mitte April bis Mitte Juli der Jahre 1998 und 1999. Dargestellt sind außerdem die Häufigkeiten der Runoff-initiierten Probennahmeereignisse (Σ_{Probe}) sowie die Anzahl der Proben mit PSM-Nachweisen (Σ_{Nachweis}). Substanzen, die in keinem der Gewässer nachgewiesen wurden (λ -Cyhalothrin, β -Cyfluthrin, Cypermethrin, Deltamethrin, Demeton-S-methyl, Esfenvalerat, Pendimethalin und Pirimicarb), sind nicht dargestellt. Nachweise mit einer Konzentration von mehr als $20 \mu\text{g/l}$ sind aus nachweistechischen Gründen ohne Nachkommastellen angegeben. Die Nachweisgrenze für alle Substanzen betrug $0,05 \mu\text{g/l}$. Eine Eintragung „0“ kann Belastungen unterhalb der Nachweisgrenze entsprechen. Legende: n. u. = Parameter im Gewässer nicht untersucht; n. n. = Substanz nicht nachgewiesen; n. a. = Wasserprobe auf diese Substanz nicht analysiert.

Substanz	Gewässer														
	Jahr	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Azoxystrobin	1998	0	0	0,2(2)	0,2(2)	0,2(2)	0,6(4)	1,3(5)	0,05(1)	1,4(3)	0,6(10)	n. u.	n. u.	0	0
	1999	0,4(2)	0	0,05(3)	0,3(3)	11,1(6)	0,1(2)	3,8(5)	0,05(1)	0,5(6)	0,7(6)	0,05(1)	0	n. u.	n. u.
Bifenox	1998	0	0	0,2(2)	0	0,2(1)	0	0	0	0,2(2)	0,1(2)	0	n. u.	0	0
	1999	0	0	0,1(1)	0	0	0	0	0	0,5(3)	0,2(2)	0	0	n. u.	n. u.
Epoxiconazol	1998	0	0	0,3(2)	0,4(4)	0,7(4)	0,8(6)	0,3(6)	0,3(2)	0,6(7)	0,8(11)	0	n. u.	0	0
	1999	0	0	0,2(4)	0,6(3)	0,2(5)	0,4(3)	5,6(4)	0	0,6(6)	1,9(6)	0,1(1)	0	n. u.	n. u.
Kresoxim-meth.	1998	0	0	0,2(2)	0,3(3)	0,05(1)	0,1(1)	0,7(3)	0,2(2)	0,2(4)	0,3(7)	0	n. u.	0	0
	1999	0	0	0	0,5(1)	0,1(2)	0,05(1)	2,9(2)	0	0,3(2)	1(2)	0	0	n. u.	n. u.
Lindan	1998	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2(1)	0	n. u.	0	0
	1999	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. u.	n. u.
Parathion-ethyl	1998	0	0	0	0	0	0	0	0,2(1)	0,3(4)	0,3(2)	0	n. u.	0	0
	1999	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	n. u.	n. u.
Pendimethalin	1998	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	n. u.	0	0
	1999	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	n. u.	n. u.
Propiconazol	1998	0	0	0	0	0	0,1(1)	0	0	0,7(1)	0,08(3)	0	n. u.	0	0
	1999	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	n. u.	n. u.
Metribuzin	1998	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. u.	n. a.	n. a.
	1999	0	0,1(1)	0	0	0,2(1)	0	0,5(3)	0	0	0	0	0	n. u.	n. u.
Prosulfocarb	1998	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. u.	n. a.	n. a.
	1999	0	0	0	0,1(2)	0	0	0,2(1)	0	0	1(2)	0	0	n. u.	n. u.
Ethofumesat	1998	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. u.	n. a.	n. a.
	1999	0	0,4(1)	0,2(4)	7,8(4)	0,6(7)	129(4)	10,7(6)	24(2)	11,1(6)	11,1(6)	0,1(2)	0	n. u.	n. u.
Fenpropimorph	1998	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. u.	n. a.	n. a.
	1999	0	0	0	0,2(1)	0	0	0,3(1)	0	0,05(1)	0,4(3)	0	0	n. u.	n. u.
Chloridazon	1998	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. u.	n. a.	n. a.
	1999	0,1(1)	1(1)	0,4(4)	0,2(2)	0,3(3)	33(4)	7(4)	51(1)	11,9(7)	1,1(4)	0	0	n. u.	n. u.
Terbuconazol	1998	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. u.	n. a.	n. a.
	1999	0,1(1)	0,1(1)	0,2(2)	0	0	0,2(1)	0,2(2)	0	0,5(4)	0,1(1)	0	0	n. u.	n. u.
Σ _{Probe}	1998	4	7	6	9	10	7	7	3	9	11	n. u.	n. u.	3	3
	1999	2	3	6	6	7	4	4	2 ^a	7	6	7	1	n. u.	n. u.
Σ _{Nachweis}	1998	0	0	3	4	5	6	6	2	7	11	n. u.	n. u.	0	0
	1999	2	1	4	4	7	4	4	2 ^a	7	6	2	0	n. u.	n. u.

^a Anzahl der gewonnenen Proben nicht repräsentativ für die Anzahl der Runoff-Ereignisse (s. Kapitel IV-3.1).

IV-3.1.3 Konzentrationen und Häufigkeiten der nachgewiesenen Wirkstoffe

Die in den Gewässern nachgewiesenen Konzentrationen der einzelnen Wirkstoffe sind in Tabelle IV-8 dargestellt. Die am häufigsten nachgewiesenen, in beiden Untersuchungsjahren berücksichtigten Wirkstoffe waren die Fungizide Azoxystrobin, Epoxiconazol und Kresoxim-methyl. Sie wurden in Wasserproben aus zehn und neun bzw. acht der insgesamt elf PSM-belasteten Gewässern gefunden. Für die Strobilurine Azoxystrobin und Kresoxim-methyl handelt es sich um den zweiten veröffentlichten Nachweis in Oberflächengewässern nach einer Untersuchung der Arbeitsgruppe im Einzugsgebiet der Nette, NRW (LIESS et al., 1999 b).

Von den lediglich 1999 berücksichtigten Substanzen waren die Herbizide Ethofumesat und Chloridazon mit Nachweisen in jeweils zehn Gewässern die häufigsten Wirkstoffe. Die relativen Häufigkeiten der einzelnen Wirkstoffe in den Untersuchungsgewässern sind in Abbildung IV-8 dargestellt. Die in der Abbildung angegebene Anzahl von dreizehn Untersuchungsgewässern bezieht sich auf die Gesamtzahl der untersuchten Gewässer in landwirtschaftlichem Umfeld. Das als Referenzgewässer bezeichnete Gewässer 12 geht nicht in die Darstellung ein.

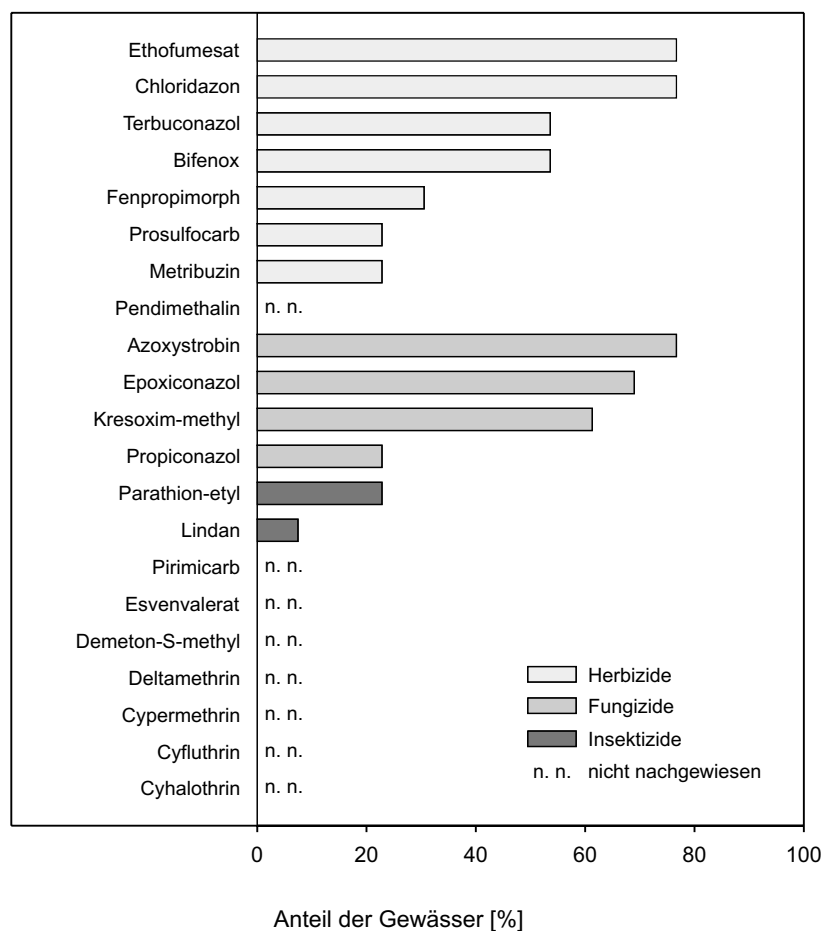


Abbildung IV-8. Relative Nachweishäufigkeiten von Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffen in Wasserproben aus dreizehn kleinen Fließgewässern mit landwirtschaftlichem Umfeld im norddeutschen Tiefland im Zeitraum von Mitte April bis Ende Juli der Jahre 1998 und 1999. Die Probennahme erfolgte ereignisgesteuert. Die Nachweisgrenze betrug 0,05 µg/l. Die Stoffe Chloridazon, Ethofumesat, Metribuzin, Prosulfocarb, Terbuconazol, Fenpropimorph, β-Cyfluthrin, λ-Cyhalothrin, Cypermethrin, Demeton-s-methyl und Pirimicarb wurden nur 1999 untersucht.

IV-3.1.4 Gesamtoxitizität der nachgewiesenen PSM-Belastungen

Die Gesamtoxitizitäten der einzelnen PSM-belasteten Gewässer, berechnet nach den sowohl 1998 als auch 1999 berücksichtigten PSM-Wirkstoffen, sind in Tabelle IV-9 dargestellt. Die TU_{sum} -Werte reichten von $2,3 \times 10^{-5}$ (Gewässer 11, 1999) bis $8,6 \times 10^{-2}$ (Gewässer 9, 1998). Der Mittelwert aus den TU_{sum} -Werten der in beiden Jahren untersuchten Gewässer unterschied sich zwischen den Untersuchungsjahren 1998 und 1999 nicht signifikant (gepaarter T-Test, $n = 8$; $p = 0,233$). Während die Gewässer 3, 4, 6, 9 und 10 1999 einen niedrigeren TU_{sum} -Wert aufwiesen als 1998, waren die TU_{sum} -Werte der Gewässer 1, 5 und 7 1999 höher als 1998.

Tabelle IV-9. Gesamtoxitizitätswerte (TU_{sum}) der PSM-Belastung der Untersuchungsgewässer in den Untersuchungsjahren 1998 und 1999. Zur Anzahl der für die Berechnung berücksichtigten Wirkstoffe siehe Tabelle IV-3. n. b. = Belastung nicht gemessen; k. N. = kein Nachweis an den berücksichtigten Wirkstoffen.

Gewässer	TU_{sum}	
	1998	1999
1	k. N.	$2,61 \cdot 10^{-4}$
2	k. N.	k. N.
3	$5,27 \cdot 10^{-4}$	$8,55 \cdot 10^{-5}$
4	$7,01 \cdot 10^{-4}$	$1,04 \cdot 10^{-4}$
5	$4,08 \cdot 10^{-4}$	$5,50 \cdot 10^{-3}$
6	$8,24 \cdot 10^{-4}$	$6,10 \cdot 10^{-4}$
7	$2,71 \cdot 10^{-3}$	$4,57 \cdot 10^{-3}$
8	$1,44 \cdot 10^{-2}$	n. b.
9	$8,61 \cdot 10^{-2}$	$7,83 \cdot 10^{-4}$
10	$3,88 \cdot 10^{-2}$	$1,65 \cdot 10^{-3}$
11	n. b.	$2,29 \cdot 10^{-5}$
12	n. b.	k. N.
13	k. N.	n. b.
14	k. N.	n. b.

IV-3.2 Strukturparameter der Gewässer

Die Einteilung der Untersuchungsgewässer in das System des Strukturindex ergab Werte zwischen 2,8 für das strukturreichste Gewässer 12 und 5,7 für das strukturärmste Gewässer 7 (Tabelle IV-9, S. 40). Die Strukturgüte der eingeordneten Gewässer bewegte sich damit zwischen „mäßig beeinträchtigt“ und „stark geschädigt“.

IV-3.3 Schwebstofffracht und physikalisch-chemische Meßparameter

Schwebstoffe

Das mittlere Volumen der innerhalb eines Tages in den Sedimentsammlerflaschen sedimentierten Schwebstoffe betrug zwischen 11 ml in Gewässer 2 und 42 ml in Gewässer 6 (Tabelle IV-10, S. 40). Die Sedimentationsrate in Gewässer 3 wurde durch mehrmaliges Übersanden des Probennahmegerätes verfälscht. Die Meßwerte dieser Probestelle werden daher im weiteren nicht in Berechnungen einbezogen.

physikalisch-chemische Parameter

Die Mittelwerte aus Messungen von Sauerstoffzehrung, Nitrit, Nitrat, Ammonium und Orthophosphat sind in Tabelle IV-10 (S. 40). angegeben, die Ergebnisse der Temperaturmessungen mittels Dataloggern finden sich in Tabelle IV-12 (S. 42). Da die Anzahl der 1999 zur Verfügung stehenden Datalogger geringer war als die Anzahl der Gewässer, konnte nicht für alle Gewässer eine durchgehende Temperaturmeßreihe von der Dauer des gesamten Untersuchungsintervalls erzeugt werden (vgl. Kapitel IV-2.5). Es werden daher, um die Temperatureigenschaften der Gewässer in absoluten Zahlen charakterisieren zu können, in Tabelle IV-12 nicht die mittleren Temperaturdaten des Untersuchungszeitraumes, sondern die entsprechenden Mittelwerte der einzelnen Monate dargestellt. Der statistische Vergleich der Temperatureigenschaften der einzelnen Gewässer untereinander wurde jedoch durch eine Gegenüberstellung der einzelnen mittleren Tagestemperaturen im gepaarten T-Test durchgeführt.

Tabelle IV-9. Anwendung des Strukturindex des Nordrhein-Westfälischen Landesumweltamtes (LUA NORDRHEIN-WESTFALEN, 1999) auf die Untersuchungsgewässer in Teilprojekt IV. Der für die Auswertung besonders relevante Einzelparameter EP 3.3 ist gesondert dargestellt. Wegen der starken Abhängigkeit der PSM-Belastung von der Umlandnutzung ist der Index zusätzlich gesondert ohne Berücksichtigung von HP 6 angegeben. Legende: HP 1 = Laufentwicklung, HP 2 = Längsprofil, HP 3 = Sohlenstruktur, EP 3.3 = Substratdiversität, HP 4 = Querprofil, HP 5 = Uferstruktur, HP 6 = Gewässerumfeld.

Gewässer	HP 1	HP 2	HP 3	EP 3.3	HP 4	HP 5	HP 6	NRW-Index	Index ohne HP 6
1	4,3	3,0	3,0	2,0	3,4	4,0	3,0	3,5	3,5
2	5,7	4,5	4,0	4,0	6,2	6,5	4,5	5,2	5,4
3	5,3	4,5	4,0	4,0	4,4	4,5	6,0	4,8	4,5
4	5,3	4,0	4,0	4,0	6,0	4,5	6,0	5,0	4,8
5	5,3	4,5	4,0	4,0	3,8	4,0	4,5	4,3	4,3
6	5,0	3,0	4,0	4,0	5,4	4,0	6,5	4,7	4,3
7	5,7	6,0	5,0	5,0	6,3	5,5	6,0	5,7	5,7
8	5,7	6,0	5,0	5,0	4,8	5,5	6,5	5,6	5,4
9	6,7	5,5	4,0	4,0	6,2	6,5	6,5	5,9	5,8
10	7,0	7,0	5,0	5,0	6,8	6,5	6,5	6,5	6,5
11	2,7	3,5	4,0	4,0	2,8	5,0	4,0	3,7	3,6
12	3,7	3,0	2,0	2,0	3,2	3,5	1,5	2,8	3,1
13	6,0	4,5	4,0	3,0	5,4	5,0	6,0	5,2	5,0
14	6,0	6,0	3,0	3,0	6,2	5,5	4,5	5,2	5,3

Tabelle IV-10. Relative Schwebstofffracht und biologisch-chemische Meßparameter in den Untersuchungsgewässern des Teilprojektes IV (Mittelwerte aus den Untersuchungsjahren 1998 und 1999; n = 8 bis 12). Die Schwebstofffracht wurde mittels Sedimentsammlern gemessen und stellt lediglich ein relatives Maß dar (angegeben als sedimentiertes Schwebstoffvolumen pro Tag). Legende: S_{5d} = Sauerstoffzehrung 5d (mg/l); NO_2^- = Nitrit (mg/l); NO_3^- = Nitrat (mg/l); NH_4^+ = Ammonium (mg/l); PO_4 = Orthophosphat (mg/l), Sediment = sedimentiertes Schwebstoffvolumen (ml/d); n.b. = nicht bestimmt.

Gewässer	S_{5d}^b	NO_2^-	NO_3^-	NH_4^+	PO_4	Sediment ^a
1	2,17	0,35	25,42	0,04	0,11	12,0
2	2,87	0,22	17,83	0,02	0,17	11,1
3	2,40	0,17	9,25	0,06	0,15	– ^c
4	2,59	0,06	25,92	0,01	0,13	17,2
5	3,75	0,17	13,67	0,02	0,23	31,8
6	2,77	0,09	17,00	0,06	0,26	41,6
7	2,65	0,14	5,08	0,30	0,25	22,9
8	2,72	0,06	13,08	0,02	0,14	28,8
9	2,29	0,13	14,50	0,08	0,13	20,9
10	3,18	0,15	26,00	0,04	0,23	17,5
11	2,01	0,11	4,00	0,19	0,06	n.b.
12	1,15	0,01	0,33	0,00	0,02	n.b.
13	2,96	0,05	3,33	0,05	0,45	n.b.
14	3,30	0,04	2,17	0,00	0,27	n.b.

^a Parameter nur 1998 gemessen

^b Parameter nur 2000 gemessen

^c Meßwert fehlerhaft (s. Kapitel IV-3.3). Gewässer wurde nicht in die Auswertung der Schwebstofffracht einbezogen

Die Gewässer unterschieden sich untereinander zum großen Teil signifikant in ihren mittleren Tagestemperaturen (Tabelle IV-11). Die einzigen vergleichbaren Gewässerpaare, die sich im gepaarten T-Test nicht signifikant voneinander unterschieden, waren die Paare 3–7, 4–7, 6–8 und 9–12.

Nach den Mittelwerten der mittleren Tagestemperaturen und den Mittelwerten der maximalen Tagestemperaturen im Juli ließen sich eher kühle und warme Gewässer unterscheiden: Als die drei wärmsten Gewässer ließen sich die Gewässer 9, 11 und 12 charakterisieren. Sie wiesen im Juli mittlere Tagestemperaturen von 17,9 °C bzw. 18,6 °C sowie mittlere Tagesmaxima von 20,5 °C, 20,2 °C bzw. 21,7 °C auf. Die kältesten Gewässer waren 1, 3 und 8 mit mittleren Juli-Tagestemperaturen von 15,4 °C, 15,9 °C bzw. 15,8 °C und mittleren Juli-Tagesmaxima von 16,7 °C, 18,0 °C bzw. 17,3 °C. Die nur im Mai beprobten Gewässer 6, 7 und 10 gehören den Mai-Mittelwerten entsprechend ebenfalls zu den kälteren Gewässern.

Die Gewässer 13 und 14 wurden 1999 nicht untersucht und ließen sich daher hinsichtlich ihres Temperaturregimes nicht charakterisieren. Sämtliche Gewässer bis auf das Gewässer 1 wurden durch die Meßwerte als sommerwarme Bäche (Temperaturmaximum > 17 °C; SCHWOERBEL, 1999) charakterisiert. Das Gewässer 1 lag mit einem Temperaturmaximum von 16,7 °C an der Schwelle von sommerkaltem zu sommerwarmem Bach.

Tabelle IV-11. Vergleich der mittleren Tagestemperaturen von zehn Untersuchungsgewässern im Untersuchungsjahr 1999. Angegeben sind die Fehlerwahrscheinlichkeiten (p) aus T-Tests zwischen den einzelnen Gewässern. n. b. = aufgrund zu geringer zeitlicher Überschneidung der Meßintervalle nicht bestimmbar.

	Gewässer										
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
2	***										
3	***	**									
4	***	***	*								
5	***	***	***	***							
6	n. b.	n. b.	***	***	***						
7	n. b.	n. b.	0,21	0,47	***	0,05					
8	**	***	***	***	***	0,11	**				
9	***	***	***	***	***	***	0,92	***			
10	n. b.	n. b.	***	***	***	**	**	**	***		
11	***	**	*	**	***	n. b.	n. b.	***	***	n. b.	
12	***	***	***	***	*	n. b.	n. b.	***	0,06	n. b.	***

* $p < 0,05$

** $p < 0,001$

*** $p < 0,0001$

Tabelle IV-12. Temperaturparameter in den Untersuchungsgewässern des Teilprojektes IV (Mittelwerte aus Tageswerten des Untersuchungsjahres 1999). Angegeben sind die Mittelwerten der Parameter „Tages-Maximaltemperatur“ (Maximum), „mittlere Tagestemperatur“ (Mittelwert) und „maximale Tagesschwankung der Temperatur“ (Schwankung). Die Temperaturdaten wurden mit zehnmütigem Meßintervall kontinuierlich mittels Dataloggern aufgenommen. n. b. = keine Datenaufnahmen im entsprechenden Zeitraum.

Gewässer	Maximum [°C]			Mittelwert [°C]			Schwankung [°C]		
	Mai	Juni	Juli	Mai	Juni	Juli	Mai	Juni	Juli
1	n. b.	14,1	16,7	n. b.	12,8	15,5	n. b.	2,4	2,4
2	n. b.	16,9	19,2	n. b.	14,2	17,0	n. b.	5,0	4,2
3	16,3	16,8	18,1	13,1	14,0	15,9	5,9	5,0	4,0
4	15,3	15,8	17,9	12,5	13,8	16,3	5,3	4,1	3,0
5	17,2	17,6	19,8	14,1	15,3	17,9	5,8	4,4	3,7
6	14,7	14,7	n. b.	12,1	12,8	n. b.	5,0	3,7	n. b.
7	15,9	n. b.	n. b.	12,2	n. b.	n. b.	5,8	n. b.	n. b.
8	14,7	14,9	17,3	12,2	13,2	15,9	4,6	3,5	3,0
9	16,0	18,2	20,5	12,9	15,1	17,9	5,7	6,1	5,2
10	15,1	n. b.	n. b.	11,8	n. b.	n. b.	5,7	n. b.	n. b.
11	n. b.	16,0	20,2	n. b.	13,8	17,9	n. b.	4,2	5,1
12	n. b.	18,5	21,7	n. b.	15,3	18,6	n. b.	6,0	5,9

IV-3.4 Vergleich der Zönosen-Zusammensetzung mit der PSM-Belastung

IV-3.4.1 Ableitung von Zeigerarten

Die Auswertung der Abundanzdaten der Untersuchungsgewässer aus Teilprojekt IV zeigte, daß eine Beschreibung der Abhängigkeit der Biozönose von der PSM-Belastung auf der Grundlage der Abundanz einzelner Arten („Indikatorarten“) kaum möglich war. Dies begründet sich aus der relativen Seltenheit vieler Arten. So waren innerhalb der Probestellen des Teilprojektes die meisten Arten, die lediglich in unbelasteten Gewässern vorkamen, jeweils nur in einem einzigen Gewässer abundant (Tabelle IV-13 S. 43). Eine statistische Absicherung der Arten-Einordnung war aus diesem Grund nicht möglich.

Die Arten *Limnephilus extricatus* (Trichoptera) und *Dugesia gonocephala* (Tricladida) fanden sich lediglich in PSM-belasteten Gewässern (Tabelle IV-14, S. 43). Jedoch rechtfertigte auch hier die geringe Anzahl von Fundstellen eine Zeigerfunktion der Arten für PSM-Belastung nicht.

Es erschien daher nicht sinnvoll, den möglichen Einfluß der PSM-Belastung auf die Gewässerzönose über das Vorkommen einzelner Arten in den Gewässern zu diskutieren. Eine Beschreibung der Veränderung der Gewässerzönose in Abhängigkeit von der PSM-Belastung sollte vielmehr auf allgemeineren ökologischen Einordnungen der Arten und Zusammenfassung in entsprechende ökologische Gruppen von Arten basieren. Dieses Konzept wird im weiteren verfolgt.

Tabelle IV-13. Liste der Arten, die ausschließlich in PSM-unbelasteten Gewässern gefunden wurden. Die dargestellten Daten beziehen sich auf Erfassungen der Makroinvertebratenfauna und der Pflanzenschutzmittelbelastung an 14 kleineren Fließgewässern im nord-deutschen Tiefland im Zeitraum zwischen April und August der Jahre 1998 und 1999.

Art	Anzahl Fundorte
<i>Athripsodes cinereus</i>	3
<i>Brachycercus harrisella</i>	1
<i>Ephemerella ignita</i>	1
<i>Electrogena</i> spec.	1
<i>Heptagenia flava</i>	1
<i>Isonychia dubia</i>	1
<i>Isoperla grammatica</i>	1
<i>Leuctra</i> spec.	1
<i>Molanna angustata</i>	2
<i>Mystacides longicornis/nigra</i>	1
<i>Oligoneurum maculatum</i>	1
<i>Orconectes limosus</i>	1
<i>Orthetrum caeruleum</i>	1
<i>Oxyethira</i> spec.	1
<i>Paraleptophlebia submarginata</i>	1
<i>Perlodes microcephalus</i>	1
<i>Potamophylax rotundipennis</i>	1
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	1
<i>Sericostoma flavicorne/personatum</i>	3
<i>Silo</i> spec.	1

Tabelle IV-14. Liste der Arten, die ausschließlich in PSM-belasteten Gewässern gefunden wurden.

Art	Anzahl Fundorte
<i>Dugesia lugubris</i>	3
<i>Limnephilus extricatus</i>	6

IV-3.4.2 Abundanzentwicklungen in den Gewässern

Die relativ hohe zeitliche Dichte der Populationserfassungen (alle zwei Wochen 1999, monatlich 1998) erlaubte die Analyse von zeitlichen Trends in den Abundanzen innerhalb des Untersuchungszeitraumes. Für jedes einzelne Gewässer wurde die Populationsentwicklung aller in nennenswerten Abundanzen vorkommenden Makroinvertebratenarten in einem Zeitbereich von mehreren Wochen vor und nach nachgewiesenen PSM-Kontaminationsereignissen untersucht. Hierbei wurden keine auf den Einfluß von einzelnen PSM-Einträgen zurückzuführenden Abundanzeinbrüche festgestellt. Festgestellte Abundanzentwicklungen waren auf Schlupf (z. B. Plecoptera, Trichoptera) oder Vermehrung (z. B. Gastropoda, Gammariden) zurückzuführen (nicht dargestellt). Die Abundanzen der in fast allen Gewässern eudominanten Gammariden (*Gammarus pulex*, *G. roeseli*) waren, vermutlich aufgrund der hohen Wanderungsfähigkeit von Gammariden, besonders großen Schwankungen unterworfen. In abundanzbezogene Vergleiche der Gemeinschaften von Gewässern wurden die beiden Gammaridenarten daher nicht einbezogen. Eine Ausnahme bildete hierbei die Anwendung des SR-Index, da hier die Gammaridenabundanz durch die Variable „Gewichtungsfaktor für Wanderungsfähigkeit“ (w_i) weniger stark gewichtet wurde.

IV-3.4.3 Anzahl physiologisch empfindlicher Arten

Die Anzahl der im Zuge der quantitativen Erfassungen in den Jahren 1998 und 1999 nachgewiesenen Makroinvertebraten-Arten unterschied sich nicht signifikant zwischen den als unbelastet bezeichneten und den PSM-belasteten Gewässern (T-Test für unabhängige Stichproben; $n = 14$; $p = 0,322$, vgl. Tabelle IV-15).

Die größte Artenzahl wies mit 52 Arten das als unbelastet eingestufte Gewässer 2 auf. Die geringste Artenzahl mit 21 Arten fand sich in dem PSM-belasteten Gewässer 7.

Parameter	Belastung	n	Mittelwert	StE
Artenzahl _{gesamt}	unbelastet	5	36,4	4,83
	belastet	9	31,9	1,93
Artenzahl _{empfindlich}	unbelastet	5	20,2	4,21
	belastet	9	11,2	1,67
Artenzahl _{unempfindlich}	unbelastet	5	16,2	3,04
	belastet	9	20,7	0,83
Anteil _{empfindlich} [%]	unbelastet	5	54,2	0,07
	belastet	9	33,6	0,04

Tabelle IV-15. Mittlere Artenzahlen von gegenüber Pflanzenschutzmitteln physiologisch empfindlichen und weniger empfindlichen Arten in 14 kleinen Fließgewässern unterschiedlich hoher Belastung mit PSM. Als „unbelastet“ wurden solche Gewässer eingestuft, in denen während des Untersuchungszeitraumes keine Pflanzenschutzmittel nachgewiesen wurden oder deren Summe der nachgewiesenen PSM in beiden Jahren eine Gesamtoxität (TU_{sum}) von 0,001 nicht überschritt. n = Anzahl der Gewässer; StE = Standardfehler der Mittelwerte.

Die Anzahlen der physiologisch empfindlichen Arten war in den PSM-belasteten Gewässern hingegen signifikant geringer als in den unbelasteten Gewässern. Während im Mittel in den unbelasteten Gewässern 20,2 empfindliche Arten vorkamen, waren es in den belasteten Gewässern lediglich 11,2 Arten. Somit wiesen die belasteten Gewässer im Durchschnitt 9,0 empfindliche Arten weniger auf als die unbelasteten (T-Test für unabhängige Stichproben; $n = 14$; $p = 0,036$).

Die Anzahl der weniger empfindlichen Arten war im Mittel in den belasteten Gewässern tendenziell um 4,5 Arten höher als in den unbelasteten, dieser Befund war allerdings nicht signifikant (T-Test für unabhängige Stichproben; $n = 14$; $p = 0,095$). In den belasteten Gewässern signifikant erniedrigt war hingegen der Anteil der empfindlichen Arten an der Gesamtartenzahl. Ihr Anteil betrug in den belasteten Gewässern 20,6 % weniger als in den unbelasteten (T-Test für unabhängige Stichproben; $n = 14$; $p = 0,020$).

IV-3.4.4 Abundanzanteile physiologisch empfindlicher Arten

Der Anteil physiologisch empfindlicher Arten an der Gesamtabundanz war in den belasteten Gewässern hochsignifikant niedriger als in den als unbelastet bezeichneten Gewässern (Abbildung IV-9, S. 45; T-Test für unabhängige Stichproben, $n = 14$; $p = 0,008$). So wies die Gruppe der als empfindlich eingestuften Arten im Mittel der unbelasteten Gewässer einen Abundanzanteil von etwa 70 % auf. Im Referenzgewässer 12 (Schmalwasser) betrug ihr Anteil sogar 90 %, im Mittel der belasteten Gewässern aber lediglich 47 % der Gesamtabundanz. In den drei nach TU_{sum} am stärksten belasteten Gewässern 8, 9 und 10 betrugen die Anteile lediglich 37 %, 40 % und 29 %.

Der Mittelwert der *absoluten* Abundanzen der empfindlichen Arten war in den belasteten Gewässern tendenziell geringer als in den unbelasteten.

Ebenso war der Mittelwert der absoluten Abundanzen der weniger empfindlichen Arten in den belasteten Gewässern tendenziell höher als in den unbelasteten (vgl. Abbildung IV-9, S. 45). Die

beiden letztgenannten Tendenzen waren allerdings aufgrund stark unterschiedlicher Gesamtabundanzen in den einzelnen Gewässern nicht signifikant (T-Test für unabhängige Stichproben, $n = 14$, $p = 0,120$ bzw. $p = 0,213$).

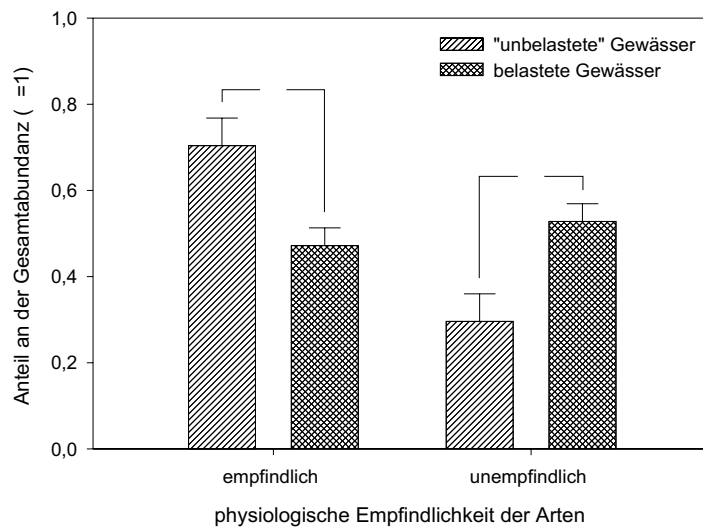


Abbildung IV-9. Anteile physiologisch empfindlicher und weniger empfindlicher Arten an der Makroinvertebraten-Gesamtabundanz in unterschiedlich stark mit Pflanzenschutzmitteln (PSM) belasteten Fließgewässern. Die dargestellten Daten beziehen sich auf Erfassungen der Makroinvertebratenfauna und der Pflanzenschutzmittelbelastung an 14 kleinen Fließgewässern im norddeutschen Tiefland im Zeitraum zwischen April und August der Jahre 1998 und 1999 (Mittelwerte aus 5 bzw. 9 Einzelgewässern). Die Fehlerbalken repräsentieren den Standardfehler der Mittelwerte. Als „empfindlich“ wurden solche Arten eingestuft, die eine gleich große oder geringere mittlere relative Toleranz (T_{relativ}) aufwiesen als die Ordnung Odonata ($T_{\text{relativ}} = 0,33$). Als „unempfindlich“ wurden entsprechend alle Arten mit einem höheren T_{relativ} eingeordnet. Als „unbelastet“ wurden solche Gewässer eingestuft, in denen

während des Untersuchungszeitraumes keine Pflanzenschutzmittel nachgewiesen wurden oder deren Summe der nachgewiesenen PSM in beiden Jahren eine Gesamtoxitizität (TU_{sum}) von 0,001 nicht überschritt. Die mit „*“ gekennzeichneten Säulen unterscheiden sich signifikant voneinander (T-Test für unabhängige Stichproben, $p = 0,008$).

In Abbildung IV-10 sind die mittleren TU_{sum} -Werte der Untersuchungsgewässer gegen den Anteil der empfindlichen Arten an der Gesamtabundanz aufgetragen. Es wird deutlich, daß der Anteil der empfindlichen Arten mit zunehmender TU_{sum} abnimmt (lineare Regression, $p = 0,0004$).

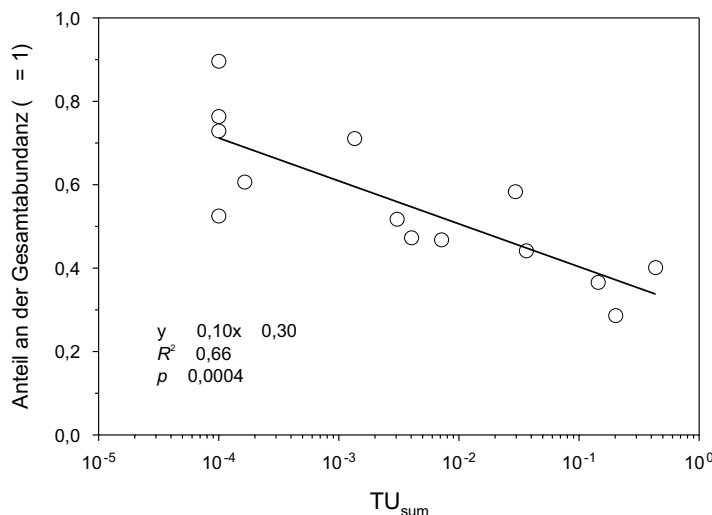


Abbildung IV-10. Abhängigkeit des Anteils physiologisch empfindlicher Arten an der Makroinvertebraten-Gesamtabundanz von der Pflanzenschutzmittel-Gesamtoxitizität (TU_{sum}) in Fließgewässern. Die dargestellten Daten beziehen sich auf Erfassungen der Makroinvertebratenfauna und der Pflanzenschutzmittelbelastung an 14 kleinen Fließgewässern im norddeutschen Tiefland im Zeitraum zwischen April und August der Jahre 1998 und 1999. Als „empfindlich“ wurden solche Arten eingestuft, die eine höchstens so große mittlere relative Toleranz (T_{relativ}) aufwiesen wie die Ordnung Odonata ($T_{\text{relativ}} = 0,33$). Die Ausgleichsgerade repräsentiert eine lineare Regression.

IV-3.4.5 Verteilung von Arten unterschiedlicher Generationsdauer

Die Artenzahlen der Taxa verschieden langer Generationszeiten (semi-, mono-, und bi- bis plurivoltin) unterschieden sich zwischen den Gewässern unterschiedlich hoher PSM-Belastung nicht signifikant (nicht dargestellt).

Der Anteil der semivoltinen Arten an der Gesamtabundanz war jedoch in den PSM-belasteten Gewässern signifikant geringer als in den unbelasteten Gewässern (T-Test für unabhängige Stichproben; $n = 14$; $p = 0,001$) (siehe Abbildung IV-11). Während in den unbelasteten Gewässern der Anteil der semivoltinen Arten 5,0 % betrug, waren es in den belasteten Gewässern nur 0,4 %. In den mit Insektiziden belasteten Gewässern 8, 9 und 10 kamen hingegen gar keine semivoltinen Arten vor. Der Anteil der mono- und der bi- bis plurivoltinen Arten war hingegen in den belasteten Gewässern nicht signifikant höher oder niedriger als in den unbelasteten.

Weiterhin bestand zwischen dem Anteil der semivoltinen Arten an der Gesamtabundanz und der TU_{sum} ein logarithmischer Zusammenhang. Er folgte der Gleichung $y = -0,007 \ln(x) - 0,017$ ($R^2 = 0,47$; $p = 0,0067$; nicht dargestellt).

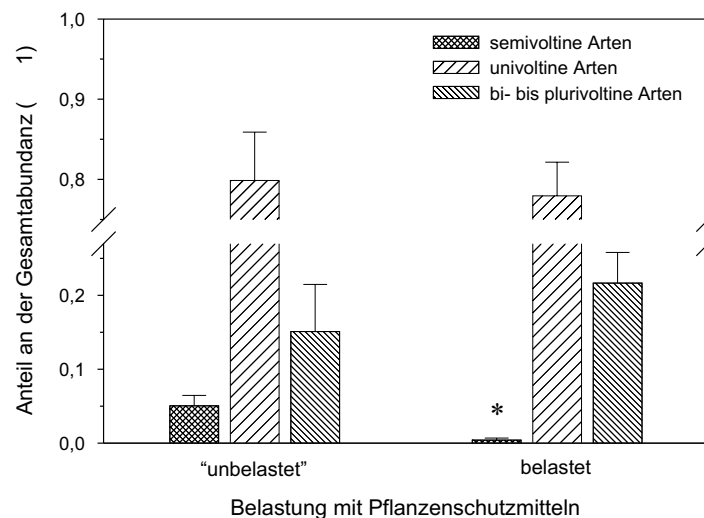


Abbildung IV-11. Anteile verschiedener Gruppen von Generationszeitdauern an der Makroinvertebraten-Gesamtabundanz in unterschiedlich stark mit Pflanzenschutzmitteln (PSM) belasteten Fließgewässern. Die dargestellten Daten beziehen sich auf Erfassungen der Makroinvertebratenfauna und der Pflanzenschutzmittelbelastung an 14 kleinen Fließgewässern im norddeutschen Tiefland im Zeitraum zwischen April und Mitte Juli der Jahre 1998 und 1999 (Mittelwerte aus 5 bzw. 9 Einzelgewässern). Die Fehlerbalken repräsentieren den Standardfehler der Mittelwerte. Als „unbelastet“ wurden solche Gewässer eingestuft, in denen während des Untersuchungszeitraumes keine Pflanzenschutzmittel nachgewiesen wurden oder deren Summe der nachgewiesenen PSM in beiden Jahren eine Gesamtoxitizität (TU_{sum}) 0,001 nicht überschritt. Die mit „*“ gekennzeichnete

Gruppe der semivoltinen Arten unterschied sich signifikant von der gleichen Gruppe der unbelasteten Gewässer (T-Test für unabhängige Stichproben, $p = 0,001$).

IV-3.4.6 Zusammenhang des SR-Index mit der PSM-Belastung

In Abbildung IV-13 ist eine lineare Regression mit den Variablen TU_{sum} und SR-Index dargestellt. Der Mittelwert des SR-Index aus den beiden Untersuchungsjahren stieg signifikant mit zunehmender mittlerer PSM-Gesamttoxizität des gleichen Zeitraumes an (lineare Regression; $n = 13$; $p < 0,0001$).

Während der mittlere PSM-Index in den als unbelastet eingestuften Gewässern 1,73 betrug, wiesen die belasteten Gewässer einen Index von 2,60 auf. Das Referenzgewässer 12, das nicht in landwirtschaftlichem Umfeld liegt, nahm mit 1,22 den niedrigsten mittleren SR-Indexwert an. Der Mittelwert der unbelasteten und der belasteten Gewässer unterschied sich hierbei signifikant voneinander (T-Test für unabhängige Stichproben; $n = 13$; $p < 0,0001$; Abbildung IV-12).

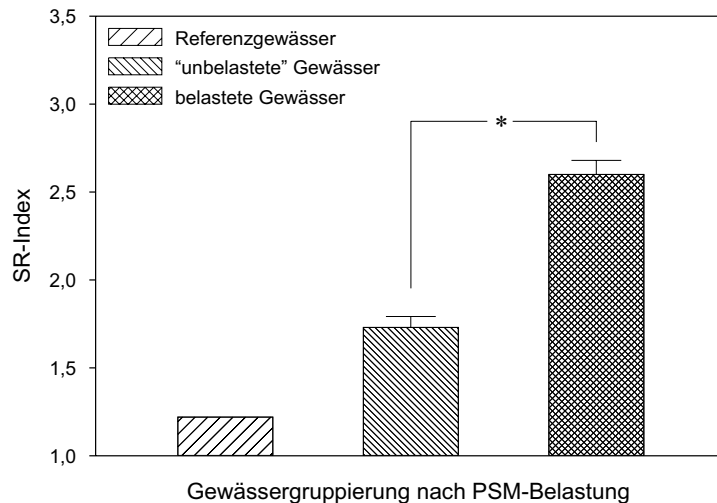


Abbildung IV-12. Sensitivity-Recovery-Index (SR-Index) von mit Pflanzenschutzmitteln belasteten und unbelasteten Fließgewässern. Datengrundlage bilden Erfassungen der Makroinvertebratenfauna und der Pflanzenschutzmittelbelastung an 14 kleineren Fließgewässern im norddeutschen Tiefland im Zeitraum zwischen April und August der Jahre 1998 und 1999 (Mittelwerte \pm Standardfehler). Die Gewässer wurden nach der gemessenen PSM-Belastung in drei Gruppen eingeteilt: Als „unbelastet“ wurden solche Gewässer eingestuft, in denen während des Untersuchungszeitraumes keine Pflanzenschutzmittel nachgewiesen wurden oder deren Summe der nachgewiesenen PSM in beiden Jahren eine Gesamttoxizität (TU_{sum}) von weniger als 0,001 aufwiesen ($n = 4$). Als „belastet“ wurden entsprechend alle diejenigen Gewässer bezeichnet, die eine TU_{sum} von mehr als

0,001 aufwiesen ($n = 9$). Das als Referenzgewässer bezeichnete Gewässer wurde gesondert abgebildet, da es im Gegensatz zu den übrigen Gewässern nicht in landwirtschaftlichem Umfeld liegt. * Signifikante Differenz im T-Test für unabhängige Stichproben.

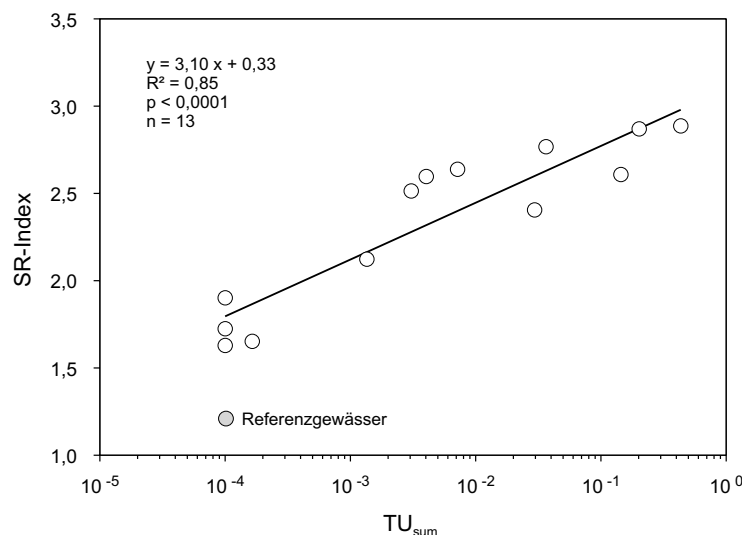


Abbildung IV-13. Zusammenhang zwischen der Pflanzenschutzmittel-Gesamttoxizität (TU_{sum}) und dem Sensitivity-Recovery-Index (SR-Index) von Fließgewässern. Die dargestellten Daten beziehen sich auf Erfassungen der Makroinvertebratenfauna und der Pflanzenschutzmittelbelastung an 14 kleinen Fließgewässern im norddeutschen Tiefland im Zeitraum zwischen Anfang April und Ende Juli der Jahre 1998 und 1999. Die Datenpunkte stellen gewässerbezogene Mittelwerte der Parameter aus den beiden Untersuchungsjahren dar. Das als Referenzgewässer bezeichnete Gewässer, daß als einziges nicht in landwirtschaftlichem Umfeld liegt, wurde nicht in die Korrelation einbezogen.

IV-3.4.7 Jahreszeitliche Variabilität des SR-Index

In jedem der untersuchten Monate April, Mai, Juni und Juli war die bereits für die Jahresmittelwerte festgestellte Differenz des SR-Index zwischen der Gruppe der als unbelastet bezeichneten Gewässer und der Gruppe der belasteten Gewässer signifikant (Monats-Mittelwerte aus den beiden Untersuchungsjahren 1998 und 1999; T-Test für unabhängige Stichproben; $n = 14$; jeweils $p < 0,01$). Der jahreszeitliche Verlauf des SR-Index innerhalb des untersuchten Zeitraumes von Anfang April bis Ende Juli zeigte sowohl bei der Gruppe der als unbelastet bezeichneten Gewässer als auch bei den belasteten Gewässern eine leicht ansteigende Tendenz zwischen den Monaten April und Mai. Tendenziell stieg der SR-Index außerdem in der Gruppe der belasteten Gewässer zwischen Mai und Juni leicht an (Abbildung IV-14). Jedoch war keiner dieser Trends signifikant (autoregression model; approximate probability = 0,144 für belastete bzw. 0,580 für unbelastete Gewässer).

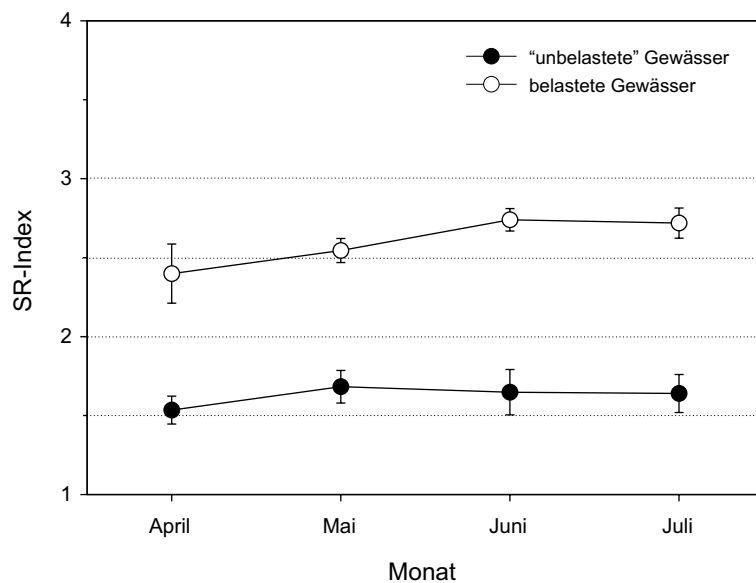


Abbildung IV-14. Jahreszeitliche Variabilität des Sensitivity-Recovery-Index (SR-Index) in mit Pflanzenschutzmitteln (PSM) belasteten und unbelasteten Fließgewässern. Die dargestellten Daten beziehen sich auf Erfassungen der Makroinvertebratenfauna und der Pflanzenschutzmittelbelastung an 14 kleinen Fließgewässern im norddeutschen Tiefland im Zeitraum zwischen April und August der Jahre 1998 und 1999 (Mittelwerte aus 5 bzw. 9 Einzelgewässern). Die Fehlerbalken repräsentieren den Standardfehler der Mittelwerte. Die mit „*“ gekennzeichneten Datenpunkte der belasteten Gewässer unterschieden sich signifikant von den entsprechenden Datenpunkten der unbelasteten Gewässer (T-Test für unabhängige Stichproben, $p < 0,01$).

IV-3.5 Zusammenhang des SR-Index mit anderen Parametern

Neben der PSM-Belastung wurden weitere Parameter auf einen statistischen Zusammenhang mit dem SR-Index mithilfe von linearen Regressionen untersucht. Im einzelnen waren dies die Haupt- und Einzelparameter des Gewässerstrukturindex, die chemischen Parameter (NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- und PO_4), die Temperaturparameter (Tagesmaxima, Tagesmittelwerte) und die Sauerstoffzehrung S_{5d} . Wenn nicht anders angegeben, wurden für die Vergleiche jeweils Mittelwerte aus den Daten des zweijährigen Untersuchungszeitraumes verwendet. Die Ergebnisse der statistischen Tests sind in Tabelle IV-16 (Temperaturdaten), Tabelle IV-17 (Strukturindex, S. 49) und Tabelle IV-18 (anorganische Nährstoffe und Schwebstofffracht, S. 50) dargestellt.

IV-3.5.1 Zusammenhang des SR-Index mit der Wassertemperatur

Keiner der für die einzelnen Monate des Untersuchungsjahres 1999 gebildeten Mittelwerte der Temperaturparameter „Mittlere Tagestemperatur“, „maximale Tagestemperatur“ und „maximale Tagesschwankung der Temperatur“ zeigte einen signifikanten Zusammenhang zum mittleren SR-Index des Jahres 1999 (Tabelle IV-16) oder zum mittleren SR-Index der Jahre 1998-1999 (nicht dargestellt).

Tabelle IV-16. Vergleich von Temperatureigenschaften mit dem Sensitivity-Recovery-Index (SR-Index) von 14 kleinen Fließgewässern im Norddeutschen Tiefland. Angegeben sind das Bestimmtheitsmaß (R^2) und die Fehlerwahrscheinlichkeit (p) der linearen Regressionen zwischen den gewässerbezogenen Mittelwerten des SR-Index des Jahres 1999 und den Mittelwerten der Parameter „Tages-Maximaltemperatur“ (Maximum), „mittlere Tagestemperatur“ (Mittelwert) und „maximale Tagesschwankung der Temperatur“ (Schwankung). Die Temperturdaten wurden mit zehnmütigem Meßintervall kontinuierlich mittels Dataloggern aufgenommen. n. b. = keine Datenaufnahmen im entsprechenden Zeitraum.

Regression	Maximum [°C]			Mittelwert [°C]			Schwankung [°C]		
	Mai	Juni	Juli	Mai	Juni	Juli	Mai	Juni	Juli
R^2	0,32	0,05	0,16	0,23	0,05	0,11	0,01	0,01	0,18
p	0,215	0,552	0,283	0,234	0,550	0,406	0,870	0,764	0,262

IV-3.5.2 Zusammenhang des SR-Index mit Strukturparametern

Der Strukturindex zeigte einen signifikanten linearen Zusammenhang zu den gewässerbezogenen Mittelwerten des SR-Index, wobei im einzelnen die Hauptparameter HP 1 (Laufentwicklung), HP 3 (Sohlenstruktur) und HP 6 (Gewässerumfeld) signifikant mit dem SR-Index korreliert waren (Tabelle IV-17). Als einziger der Einzelparameter von HP 3 war EP 3.3 (Strukturdiversität) signifikant mit dem SR-Index korreliert. Die übrigen Einzelparameter werden im weiteren nicht behandelt. Der HP „Gewässerumfeld“ war zudem erwartungsgemäß mit der TU_{sum} der Gewässer korreliert ($R^2 = 0,39$; $p = 0,0003$). Ebenso war der EP „Substratdiversität“ mit der TU_{sum} korreliert ($R^2 = 0,44$; $p = 0,0003$). Der statistische Zusammenhang zwischen TU_{sum} und dem HP „Gewässerumfeld“ trägt der bekannten direkten Abhängigkeit des PSM-Eintrages von der Umlandnutzung (Ackerfläche / Weide / Mähwiese) Rechnung. Da außerdem zwischen dem HP „Uferstruktur“ und dem SR-Index *kein* signifikanter statistischer Zusammenhang bestand, mußte davon ausgegangen werden, daß es sich bei dem deutlichen linearen Zusammenhang zwischen SR-Index und HP „Gewässerumfeld“ um eine Scheinkorrelation handelte. In die multiple Regression zwischen dem SR-Index und seinen Haupt-Einflußfaktoren (s. u.) wurde der HP „Gewässerumfeld“ daher nicht integriert.

Tabelle IV-17. Vergleich von strukturellen Parametern mit dem Sensitivity-Recovery-Index (SR-Index) von 14 kleinen Fließgewässern im Norddeutschen Tiefland. Angegeben sind das Bestimmtheitsmaß (R^2) und die Fehlerwahrscheinlichkeit (p) aus linearen Regressionen mit dem Strukturindex des Nordrhein-Westfälischen Landesumweltamtes (LUA Nordrhein-Westfalen, 1999) als unabhängiger und den gewässerbezogenen Mittelwerten des SR-Index als abhängiger Variable (Mittelwerte der Untersuchungsjahre 1998 und 1999). Zu den Definitionen der Hauptparameter (HP) und Einzelparameter (EP) siehe Tabelle IV-6 (S. 32). Der für die Auswertung besonders relevante Einzelparameter EP 3.3 ist gesondert dargestellt. Wegen der starken Abhängigkeit der PSM-Belastung von der Umlandnutzung (HP 6) ist der Index zusätzlich gesondert ohne Berücksichtigung von HP 6 angegeben.

Parameter	HP 1	HP 2	HP 3	EP 3.3	HP 4	HP 5	HP 6	NRW-Index	Index ohne HP 6
R^2	0,344	0,253	0,484	0,492	0,251	0,096	0,599	0,452	0,356
p	0,028	0,067	0,006	0,005	0,068	0,282	0,001	0,009	0,024

IV-3.5.3 Zusammenhang des SR-Index mit der Schwebstofffracht und biologisch-chemischen Parametern

Die mittlere pro Tag in den Sedimentsammlern sedimentierte Schwebstoffmenge wies keinen statistischen Zusammenhang zum SR-Index auf (Tabelle IV-18). Auch die Sauerstoffzehrung war nicht mit dem SR-Index korreliert. Als einziger der untersuchten anorganischen Nährstoffe war der Nitratgehalt des Wassers positiv mit dem SR-Index korreliert (lineare Regression, $R^2 = 0,293$; $p = 0,046$).

Tabelle IV-18. Vergleich von physikalisch-chemischen Parametern mit dem Sensitivity-Recovery-Index (SR-Index) von 14 kleinen Fließgewässern im Norddeutschen Tiefland. Angegeben sind das Bestimmtheitsmaß (R^2) und die Fehlerwahrscheinlichkeit (p) von linearen Regressionen mit der relativen Schwebstofffracht und biologisch-chemischen Meßparameter in den Untersuchungsgewässern des Teilprojektes IV (Mittelwerte aus den Untersuchungsjahren 1998 und 1999; $n = 8$ bis 12) als unabhängigen Variablen und den gewässerbezogenen Mittelwerten des SR-Index als abhängiger Variable. Die Schwebstofffracht wurde mittels Sedimentsammlern gemessen und stellt lediglich ein relatives Maß dar (angegeben als sedimentiertes Schwebstoffvolumen pro Tag). Legende: S_{5d} = Sauerstoffzehrung 5d (mg/L); NO_2^- = Nitrit (mg/L); NO_3^- = Nitrat (mg/L); NH_4^+ = Ammonium (mg/L); PO_4 = Orthophosphat (mg/L), Sediment = sedimentiertes Schwebstoffvolumen (ml/d); n.b. = nicht bestimmt.

Parameter	S_{5d}^b	NO_2^-	NO_3^-	NH_4^+	PO_4	Sediment ^a
R^2	0,151	0,030	0,293	0,048	0,011	0,169
p	0,170	0,552	0,046	0,453	0,726	0,272

^a Parameter nur 1998 gemessen

^b Parameter nur 2000 gemessen

IV-3.6 Vergleich der Haupt-Einflußfaktoren

Außer der PSM-Gesamttoxizität (TU_{sum}) wiesen die Strukturparameter „Laufentwicklung des Gewässers“ und „Substratdiversität der Gewässersohle“ sowie der Nitratgehalt des Wassers signifikante lineare Korrelationen zum SR-Index auf (s. o.). Eine multiple Regression mit diesen Parametern als unabhängige Variablen und dem SR-Index als abhängige Variable ergab ein Bestimmtheitsmaß von $R^2 = 0,88$ bei einem Signifikanzniveau von $p < 0,0001$. In Tabelle IV-19 (S. 51) sind weiterhin der Korrelations-Koeffizient B mit dem entsprechenden t -Wert und dem Signifikanzniveau von t sowie die partiellen Korrelationen und die Kollinearitäts-Toleranzen der einzelnen unabhängigen Variablen angegeben.

Es wird deutlich, daß die TU_{sum} mit einer anteiligen Korrelation von 0,419 den mit Abstand größten Erklärungsbeitrag zur Ausprägung des SR-Index aufwies. Gleichzeitig zeigt sich durch die hohen Toleranzwerte zwischen 0,4 und 0,7, daß eine starke multiple Kollinearität zwischen den unabhängigen Variablen bestand, wie sich bereits bei den einzelnen Regressionen mit den Variablen zeigte (s. o.). Diese Kollinearität spiegelte sich auch in den niedrigen Signifikanzniveaus des t -Wertes der Variablen „Laufentwicklung“, „Substratdiversität“ und „Nitrat“ wider.

Einzelne lineare Regressionsanalysen zwischen der TU_{sum} und den genannten Haupt-Einflußfaktoren zeigten, daß lediglich der Parameter „Substratdiversität der Sohle“ signifikant mit der TU_{sum} korreliert war ($R^2 = 0,44$; $p = 0,009$).

„Laufentwicklung des Gewässers“ und „Nitratbelastung“ waren für sich genommen hingegen nicht signifikant mit der TU_{sum} korreliert. Jedoch lagen für beide Korrelationen die Signifikanzniveaus nahe der Signifikanzgrenze ($R^2 = 0,19$; $p = 0,162$ für Laufentwicklung und $R^2 = 0,20$; $p = 0,104$ für Nitratgehalt).

Tabelle IV-19. Vergleich zwischen dem Sensitivity-Recovery-Index (SR-Index) und Haupt-Einflussfaktoren mithilfe der multiplen linearen Regression. Dargestellt sind der Korrelationskoeffizient B mit Standardfehler (Std. E.), t -Wert und Signifikanzniveau von t (sig.) sowie die partiellen Korrelationen und die Kollinearitäts-Beiwerte „Tolerance“ und „Variance Inflation Factor“ (VIF). Unabhängige Variablen sind – als Teil des Strukturindex des Nordrhein-Westfälischen Landesumweltamtes – die Laufentwicklung des Gewässers (Laufentwicklung) und die Strukturdiversität der Gewässersohle (Strukturdiversität) sowie der mittlere Nitratgehalt des Wassers (Nitrat) und die Pflanzenschutzmittel-Gesamttoxizität (TU_{sum}). Die Datenbasis bilden Untersuchungen der Makroinvertebratenfauna, der Belastung mit Pflanzenschutzmitteln sowie der strukturellen und physikalisch-chemischen Eigenschaften von 14 kleinen Fließgewässern im norddeutschen Tiefland in den Jahren 1998 und 1999. Die Regression wurde mit gewässerbezogenen Mittelwerten der Parameter aus den beiden Untersuchungsjahren durchgeführt.

Variable	B	Std. E	t	sig.	Korrelationen			Kollinearität	
					0-order	Partial	Part	Tolerance	VIF
(Constant)	2,084	0,608	3,430	0,008					
Laufentwicklung	0,054	0,066	0,817	0,435	0,586	0,263	0,096	0,703	1,422
Substratdiversität	0,102	0,089	1,149	0,280	0,702	0,358	0,135	0,537	1,861
Nitrat	0,010	0,008	1,304	0,225	0,541	0,399	0,153	0,775	1,290
TU_{sum}	0,258	0,072	3,562	0,006	0,907	0,765	0,419	0,421	2,375

IV-3.7 Sensitivität des SR-Index gegenüber höheren PSM-Belastungen

Zusätzlich zu den im Rahmen des vorliegenden Teilprojektes erhobenen Populationsdaten wurden auch Daten aus einer früheren Studie am Ohebach / Schladen mithilfe des SR-Index ausgewertet, in deren Zusammenhang ein Belastungsereignis wesentlich höherer Konzentration beobachtet worden war als im Rahmen der vorliegenden Untersuchungen (siehe Kapitel IV-2.7.4). Der Verlauf des SR-Index im Ohebach vor, während und nach einer durch Runoff ausgelösten Kontamination mit $6 \mu\text{g/l}$ Parathion-ethyl ist in Abbildung IV-15 dargestellt.

Es ist zu ersehen, daß der SR-Index in einem Zeitraum von etwa drei Monaten vor der Kontamination relativ konstant bei einem Wert um 2,5 lag (2,54 bis 2,59). Im Zeitraum zwischen der letzten Populationsaufnahme vor und der ersten Populationsaufnahme nach der Kontamination (13.5. bis 19.6.) stieg der SR-Index auf ein Niveau von etwa 3,2 an und verblieb auf diesem Niveau für einen Zeitraum von mehr als zwei Monaten (15.6. bis 22.8.). In den folgenden Monaten setzte eine Abnahme des SR-Index ein, bis zwischen dem 17.11. 1994 und dem 16.3. 1995 schließlich das vor dem Kontaminationsereignis herrschende Niveau erreicht wurde.

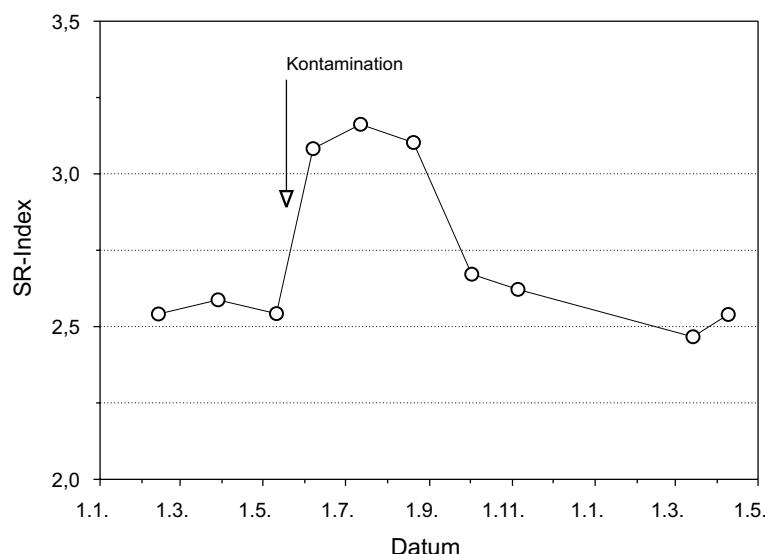


Abbildung IV-15. Zeitlicher Verlauf des Sensitivity-Recovery-Index (SR-Index) am Ohebach in der Zeit von Januar 1994 bis April 1995. Am 19.5. 1994 trat wenige 10 m oberhalb der Probestelle ein Runoff-Ereignis mit einer Spitzenbelastung von $6 \mu\text{g/l}$ Parathion-ethyl auf.

IV-4 Diskussion

IV-4.1 Belastung der Gewässer und Gesamtoxität

In Wasserproben aus elf der insgesamt dreizehn untersuchten Agrarfließgewässer (= 85 %) wurden im Verlauf des zweijährigen Untersuchungszeitraumes Rückstände von Pflanzenschutzmitteln (PSM) nachgewiesen. Die in der Umgebung Braunschweig untersuchten Gewässer wiesen sogar sämtlich wenigstens in einem der beiden Untersuchungsjahre nachweisbare PSM-Belastungen auf. Der Anteil der mit *Insektiziden* belasteten Gewässer betrug mit drei von dreizehn Agrarfließgewässern hingegen lediglich 23 %.

Die Auswahl der Probestellen wurde nicht mit dem Ziel getroffen, die am stärksten belasteten Gewässer zu erfassen, sondern vielmehr, um ein repräsentatives Bild des Zustandes „typischer“ Agrarfließgewässer zu erzeugen. Da 85 % der untersuchten Gewässer PSM-Belastungen aufwiesen, ist davon auszugehen, daß auch ein Großteil der gesamten Agrarfließgewässer im Raum Braunschweig zeitweilig mit nachweisbaren Konzentrationen von PSM belastet sind.

Da bislang nur wenige quantitative Erfassungen der PSM-Belastung an einer größeren Anzahl von Gewässern veröffentlicht sind, fehlt es an entsprechenden Vergleichsmöglichkeiten zu diesem Befund. Eine umfangreiche Erfassung von Herbizid- und Insektizid-Wirkstoffen wird seit den 70er Jahren an Fließgewässern in Nordrhein-Westfalen durchgeführt (LUA NORDRHEIN-WESTFALEN, 2000). Hierbei wurden ebenfalls in der Mehrzahl der untersuchten Gewässer PSM-Nachweise erbracht, jedoch unterschied sich die Liste der berücksichtigten Stoffe erheblich von derjenigen dieses Projektes.



Abbildung IV-16. Gewässer 2 (Vollböttler Mühlenriede bei Ribbesbüttel). Das Gewässer ist stark begradigt, Ufer und Sohle werden regelmäßig unterhalten (Mahd). Trotz des landwirtschaftlich genutzten Umlandes ist die PSM-Belastung gering (siehe Kapitel IV-3.1.2), da die Runoffgefährdung des Bodens niedrig (Sandboden) und beidseitig ein ungenutzter Gewässersaumstreifen von ca. 5 m vorhanden ist. Der mittlere SR-Index entspricht mit 1,72 einem PSM-unbelasteten Gewässer. Aufnahme 14.12. 2000.

Für einen Teil der im Rahmen des Teilprojektes IV berücksichtigten Fungizide und Herbizide (Azoxystrobin, Kresoxim-methyl, Epoxiconazol, Terbuconazol, Fenpropimorph, Prosulfocarb, Ethofumesat und Metribuzin) sind Nachweise in Oberflächengewässern bislang nur aus einer weiteren Arbeit bekannt (LIESS et al., 1999 b). Das Fungizid Propiconazol wurde hingegen in den USA wiederholt in aquatischen Ökosystemen nachgewiesen (LEVINE et al., 1999). Es ist nicht bekannt, nach welchen der bislang nur selten nachgewiesenen Substanzen im Rahmen anderer Projekte gezielt gesucht wurde. Lediglich für Fenpropimorph ist ein Nachweisversuch in mediterranen Ästuaren bekannt (READMAN et al., 1997).

Die Anzahl der Runoff-Ereignisse war im Untersuchungsjahr 1999 im Mittel um 49 % geringer als 1998. Damit war, bedingt durch die Methodik der ereignisgesteuerten Probennahme, 1999 auch die Anzahl der erlangten Wasserproben geringer. Dieser Befund läßt sich mit der 1999 im gleichen Zeitraum deutlich geringeren Anzahl von Starkniederschlagsereignissen (siehe Kapitel IV-3.1.1) erklären, da für die Auslösung von Runoff-Ereignissen meist intensive Niederschläge nötig sind (SEEL et al., 1994). Der Anteil derjenigen Wasserproben, in denen Rückstände von sowohl 1998 als auch 1999 berücksichtigten PSM-Wirkstoffen nachgewiesen wurden, war jedoch im Jahr 1999 deutlich höher als 1998. Dies ist vermutlich darauf zurückzuführen, daß aufgrund des größeren zeitlichen Abstandes zwischen zwei Niederschlagsereignissen im Jahr 1999 die Häufigkeit des Ausbringens von PSM auf die landwirtschaftlichen Flächen zwischen zwei Niederschlagsereignissen größer war als 1998 und sich Wirkstoffe daher stärker anreichern konnten.

Dies galt jedoch vermutlich in stärkerem Maße für im Freiland relativ stabile Verbindungen (z. B. Triazole; HORNSBY, 1995) als für nur mäßig stabile Wirkstoffe wie das Insektizid Parathion-ethyl, das im Boden eine mittlere Halbwertszeit von 14 Tagen aufweist (HORNSBY, 1995). Dies könnte erklären, warum Parathion-ethyl im Jahr 1999 in keinem der Gewässer nachgewiesen wurde.

Als weitere Erklärungsmöglichkeit für das Fehlen von Parathion-Nachweisen im Jahr 1999 kommt in Frage, daß aufgrund des vergleichsweise kühlen Klimas im Frühjahr 1999 und einem damit verbundenen späteren Auftreten von Schadorganismen weniger Parathion auf den landwirtschaftlichen Flächen zur Anwendung kam als im Jahr 1998.



Abbildung IV-17. Gewässer 9 (Calbechter Bach bei Lobmachersen) im April 1998. Die Bewirtschaftung erfolgt bis unmittelbar an die Gerinnegrenze. Der Boden (Löß) weist eine relativ hohe Runoff-Neigung auf. Die PSM-Belastung war in beiden Untersuchungsjahren vergleichsweise hoch (siehe Tabelle IV-8). Der PSM-Index betrug im Mittel 2,90. Aufnahme N. Berenzen.

Auf diese Möglichkeit weist hin, daß die Landwirtschaftskammer Hannover im Jahr 1999 keine Empfehlung für die Anwendung von Parathion-ethyl in Getreidekulturen aussprach (LWK HANNOVER, 1999) während eine entsprechende Empfehlung im Jahr 1998 wegen des vermehrten Auftretens der Großen Getreidelaus (*Macrosiphum avenae* Fabr.) bereits im Pflanzenschutz-Hinweis Nr. 6 vom 7.4. 1998 ausgesprochen und in den darauffolgenden Pflanzenschutz-Hinweisen (22.4. – 28.5.) wiederholt wurde (LWK HANNOVER, 1998).

Bereits im Jahr 1998 war jedoch die Nachweishäufigkeit von Insektiziden im Vergleich zu den Wirkstoffen aus den Gruppen der Fungizide und Herbizide vergleichsweise gering: Die Anzahl der Nachweise aus der Summe aller untersuchten PSM-Wirkstoffe lag im Untersuchungszeitraum 1998 zwischen zwei für Gewässer 8 und elf für Gewässer 10. Die Anzahl der Nachweise von Insektiziden lag dagegen lediglich zwischen einem und drei Ereignissen 1998, während im Jahr 1999 keine Insektizide nachgewiesen wurden. Auch gemessen an der Anzahl der nachgewiesenen Wirkstoffe ist die Gruppe der Insektizide gegenüber den Fungiziden und Herbiziden in den Funden stark unterrepräsentiert.

Diese Differenz in der Auftretenshäufigkeit von Insektiziden gegenüber Herbiziden und Fungiziden in den Wasserproben reflektiert zum einen die wesentlich geringere Aufwandmenge auf landwirtschaftlichen Flächen im Vergleich zu den anderen Wirkstoffgruppen (LWK HANNOVER, 1998). Speziell die Gruppe der Pyrethroide wird aufgrund ihrer hohen Wirksamkeit (HIRANO et al., 1989) in sehr geringen Konzentrationen ausgebracht. Zum anderen weisen die meisten der eingesetzten Insektizide eine besonders niedriger Wasserlöslichkeit auf, so daß sie zum großen Teil bereits auf der Ackerfläche an Sedimente binden (GHADIRI & ROSE, 1991).

Im hier beschriebenen Projekt wurden lediglich Wasserproben analysiert. In früheren Untersuchungen an Gewässern in der Region Braunschweig wurden dagegen in Sedimenten wiederholt Insektizid-Konzentrationen von mehreren 10 Mikrogramm pro Kilogramm Sediment nachgewiesen. Dies trifft neben den Wirkstoffen Lindan und Parathion-ethyl auch auf die Gruppe der Pyrethroide (u. a. Fenvalerat) zu (LIESS et al., 1999 a), die im Rahmen dieses Projektes nicht nachgewiesen wurden.

Verglichen mit den Ergebnissen aus Studien in besonders abtragsgefährdeten Gebieten muß die festgestellte Eintragshäufigkeit für Insektizide als relativ gering angesehen werden. So wiesen (KREUGER & BRINK, 1988) in einem landwirtschaftlichen Gebiet in Schweden eine mittlere Eintragshäufigkeit von 5 Insektizideinträgen pro Jahr nach. WILLIAMS et al. (1995) erhielten die gleiche Anzahl von Eintragsereignissen für Carbofuran in einer einjährigen Untersuchung an einem eintragsgefährdeten Gewässer in Südwestengland. In einem Weinbaugebiet in Deutschland wurden ebenfalls fünf Eintragsereignisse an Parathion-ethyl in einem Zeitraum von etwa drei Monaten nachgewiesen (AUFSESS et al., 1998; vgl. SCHULZ, 1997). Da es sich bei den im Rahmen des vorliegenden Berichtes untersuchten Gewässern ausschließlich um Tieflandbäche mit entsprechend gemäßigten Hangneigungen handelt, entspricht die festgestellte vergleichsweise niedrige Eintragshäufigkeit für Insektizide den Erwartungen.

IV-4.1.1 Konzentrationen der Wirkstoffe und toxikologische Bewertung

Mit Ausnahme der Herbizide Chloridazon und Ethofumesat mit bis zu 51 µg/l bzw. 129 µg/l lagen die in den Wasserproben nachgewiesenen Wirkstoffkonzentrationen im Bereich von 50 ng/l (Nachweisgrenze) bis zu wenigen µg/l. Da ein Großteil der Nachweise im Bereich der Nachweisgrenze erbracht wurde, ist davon auszugehen, daß der Gewässerbelastung oberhalb der Nachweisgrenze ein erheblicher Anteil an Eintragsereignissen *geringerer* Konzentration gegenübersteht, die nicht nachgewiesen werden konnten.

Obwohl davon aus zu gehen ist, daß sich die Verweildauer von eintragenen Stoffen im Gewässer zwischen frei strömenden Bereichen und strömungsberuhigten Bereichen (z. B. in Pflanzenpolstern) erheblich unterscheiden, kann bei PSM-Kontaminationen von Fließgewässern durch Abtragsereignisse von einer Verweildauer der Wirkstoffe im Wasser von wenigen Stunden ausgegangen werden (LIESS et

al., 1999 a). Zur Einschätzung der Toxizität der in den Untersuchungsgewässern nachgewiesenen PSM-Konzentrationen eigneten sich daher insbesondere Angaben zur akuten Toxizität der entsprechenden Substanzen. Hierbei sind die eingetragenen Konzentrationen für die einzelnen Substanzen sehr unterschiedlich zu bewerten. So entspricht der höchsten nachgewiesenen Konzentration des besonders häufig gefundenen Fungizides Azoxystrobin ($11,1 \mu\text{g/l}$) lediglich 5 % des entsprechenden $\text{LC}_{50_{48\text{h}}}$ für *Daphnia magna*, während $0,3 \mu\text{g}$ Parathion-ethyl, wie wiederholt nachgewiesen, bereits 20 % des entsprechenden LC_{50} -Wertes entspricht (vgl. Tabelle IV-4, S. 20). Insgesamt zeigt der Vergleich der nachgewiesenen PSM-Konzentrationen mit den LC_{50} -Werten für *Daphnia magna*, daß – eine Verweildauer von Minuten bis wenigen Stunden vorausgesetzt – sämtliche nachgewiesenen Einzelkonzentrationen unterhalb der akuten Letalitätsschwelle für Makroinvertebraten lagen. Demnach war, gemessen an der im Labor ermittelten Empfindlichkeit von Makroinvertebraten gegenüber den Einzelsubstanzen, lediglich mit *subletalen* Reaktionen der Gewässerzönose auf die PSM-Belastung zu rechnen.

Die Datenbasis an Toxizitätstestergebnissen mit kurzen Expositionsdauern für die nachgewiesenen Substanzen ist jedoch noch lückenhaft. Eine abgesicherte toxikologische Bewertung der Funde ist daher erschwert. So waren für das Fungizid Fenpropimorph keine Toxizitätsangaben zu *D. magna* zugänglich. Gleiches galt für das Herbizid Prosulfocarb.

Weiterhin sind synergistische Effekte zwischen einigen der nachgewiesenen Wirkstoffe möglich. So wiesen LEVINE et al. (1999) eine erhöhte akute Toxizität von Parathion-ethyl gegenüber der Dickkopfliritsen (*Pimphales promelas*) nach vorheriger Exposition mit dem Triazol Propiconazol nach. Sie schlossen daraus, daß die Anwesenheit von Triazolen die Toxizität von Parathion in Gewässern erheblich steigern kann. In den Untersuchungsgewässern von Abschnitt IV wurde Parathion meist gemeinsam mit Triazolen (Epoconazol, Propiconazol, Terbuconazol) nachgewiesen. Eine erhöhte Toxizität der nachgewiesenen Parathion-Konzentrationen ist daher möglich.

IV-4.1.2 Komplexität der Belastung und Ableitung der Gesamtoxizität

Die Anzahl der bei einem Eintragsereignis im Gewässer nachgewiesenen Stoffe war zum Teil erheblich. So fanden sich in einer einzigen Wasserprobe bis zu neun einzelne Wirksubstanzen (Gewässer 10). Effekte von Stoffgemischen lassen sich am häufigsten mit einer additiven oder mit einer weniger-als-additiven Wirkung der Einzelsubstanzen erklären, während mehr-als-additive Wirkungen eher die Ausnahme sind (BRODERIUS et al., 1995; DENEER et al., 1988; KÖNEMANN, 1981). Nach Untersuchungen von GRIMME et al. (1998) ist bei Gemischen einer größeren Anzahl von unähnlich wirkenden Substanzen meist mit einer unabhängigen Wirkung der Einzelsubstanzen zu rechnen. Es zeigte sich aber auch, daß das Modell der unabhängigen Wirkung die Auswirkungen kurzzeitiger Kontamination mit Stoffgemischen auf *D. magna* unterschätzen kann. Bei den in der vorliegenden Arbeit nachgewiesenen Stoffgemischen kann eine strikt unabhängige Wirkung der Einzelsubstanzen nicht angenommen werden. Vielmehr stehen einer Anzahl von unabhängig wirkenden Substanzkombinationen auch aufgrund ihrer ähnlichen Wirkweise additiv wirkende (z. B. Azoxystrobin mit Kresoxim-methyl) und synergistisch wirkende (Parathion mit Epoconazol und Propiconazol) Kombinationen gegenüber. Der Berechnung der Gesamtoxizität (TU_{sum}) von Wasserproben wurde daher das Modell der additiven Wirkung zugrundegelegt. Weiterhin zeigten GRIMME et al. (1998), daß auch Einzelsubstanzkonzentrationen unterhalb des LOEC signifikant zur Gesamtoxizität von Stoffgemischen beitragen können. Daher wurden im vorliegenden Teilprojekt auch PSM-Nachweise in die Berechnung von TU_{sum} einbezogen, deren Konzentrationen unterhalb des LOEC für *D. magna* lagen.

Um toxikologische Vergleiche zwischen den Untersuchungsgewässern zu ermöglichen, wurde die gesamte innerhalb des Untersuchungszeitraumes in die einzelnen Gewässer gelangte PSM-Menge toxikologisch gewichtet zusammengefaßt. Hierfür wurden die TU_{sum} -Werte der einzelnen

Wasserproben eines jeden Gewässers addiert. Auf diese einfache Vorgehensweise wurde zurückgegriffen, weil Modelle zur toxischen Wirkung nacheinander erfolgender Kontaminationen mit komplexen Stoffgemischen bislang nicht bekannt sind (GRIMME et al., 1998). Die aus diesem Schritt erhaltene gewässerbezogene TU_{sum} sollte daher lediglich als Instrument zum *relativen* toxikologischen Vergleich von Gewässern angesehen werden, denen eine ähnliche Datenbasis an Meßmethodik, ausgewählten Stoffen und Untersuchungszeitraum zugrundeliegt. Nur unter Vorbehalten lassen sich aus den im Rahmen dieses Berichtes ermittelten TU_{sum} -Werten Grenzwerte für PSM-Konzentrationen in Oberflächengewässern ableiten. Hierfür wären Messungen mit fest definierten Stoffspektren, Zeiträumen und Analytikmethoden nötig.

IV-4.2 Abhängigkeit der Gewässerzönose von der PSM-Belastung

IV-4.2.1 Das Fehlen akuter Reaktionen auf Abundanzebene

Die regelmäßig durchgeführte quantitative Erfassung der Gewässerzönose wurde durch eine ereignisgesteuerte PSM-Probenahme begleitet. Daher war es möglich, konkrete Kontaminationsereignisse auf ihre Auswirkungen auf Abundanzentwicklungen von Arten zu untersuchen. Hierbei wurden jedoch keine auffälligen Veränderungen festgestellt, die von den Schwankungen abwichen, die gemäß des Lebenszyklus der einzelnen Arten zu erwarten waren.

Auch der SR-Index zeigte keine Veränderung zwischen Samplingterminen vor und nach PSM-Eintragsereignissen. Vielmehr wies der SR-Index auch an den PSM-belasteten Probestellen über den Zeitraum der Untersuchungsdauer eine relativ große Konstanz auf (Kapitel IV-3.4, S. 42 ff.). Das beschriebene Eintragsereignis am Ohebach im Jahr 1994 ($6 \mu\text{g/l}$ Parathion) hatte hingegen einen deutlichen Anstieg des Indexwertes nach der Kontamination zur Folge (Kapitel IV-3.7, S. 51). Dies stellte die grundsätzliche Sensitivität des SR-Index gegenüber akuten Reaktionen der Gewässerzönose auf singuläre Kontaminationsereignisse unter Beweis. Das Fehlen von akuten Reaktionen sowohl des SR-Index als auch der einzelnen Arten-Abundanzen an den 1998 und 1999 untersuchten Gewässern wies damit auf lediglich subletale Auswirkungen der PSM-Belastung auf die Makroinvertebraten-Zönosen hin.

Dies steht im Einklang mit den nachgewiesenen Konzentrationen an PSM, die, gemessen an Labor-Toxizitätsdaten, sämtlich im subletalen Bereich bei kurzzeitiger Kontamination lagen (s. o.). Auch im Rahmen von früheren Freilanduntersuchungen wurden akute Abundanzreduktionen erst bei höheren Konzentrationen festgestellt. So wurde nach dem beschriebenen Parathion-Eintrag von $6 \mu\text{g/l}$ am Ohebach ein Abundanzrückgang an mehreren Makroinvertebratenarten, unter anderem *Gammarus pulex* und *Limnephilus lunatus*, festgestellt (LIESS & SCHULZ, 1999). AUFSESS et al. (1998) wies Abundanzveränderungen an Makroinvertebratengemeinschaften nach, nachdem in dem untersuchten Gewässer $63 \mu\text{g/l}$ Parathion gemessen wurden. MATTHIESEN et al. (1995) beobachteten eine gesteigerte Mortalität bei *G. pulex* in einem in-situ-Bioassay nach dem Nachweis von $264 \mu\text{g/l}$ Carbofuran. TADA & SHIRASHI (1994) wiesen im Freiland akute Effekte auf die Abundanz von *Antocha* spec. (Diptera) bei $22,4 \mu\text{g/l}$ Fenobucarb nach. POIRIER & SURGEONER (1988) stellten eine Mortalität von 16 % bei *Simulium venustum* (Diptera) im in-situ-Bioassay nach experimenteller Kontamination mit $31 \mu\text{g/l}$ Fenitrothion fest, während die Trichopterenart *Pycnopsyche* spec. keine erhöhte Mortalität zeigte.

Auswirkungen auf die Abundanz von Makroinvertebraten durch PSM-Wirkstoffkonzentrationen unter $1 \mu\text{g/l}$ wurden im Freiland bislang lediglich für Pyrethroide beschrieben (SHIRES & BENNETT, 1985; BAUGHMAN et al., 1989), die im Rahmen des Teilprojektes IV jedoch nicht nachgewiesen wurden. Für die untersuchten Herbizid- und Fungizid-Wirkstoffe sind bislang keine Auswirkungen auf Makroinvertebraten in Freilandgewässern beschrieben. Für einen Teil der Fungizide und Herbizide fehlen sogar bislang jegliche Nachweise aus Oberflächengewässern (s. o.).

IV-4.2.2 Veränderung der Artenzusammensetzungen und Ableitung des SR-Index

Die Gesamtartenzahl der Makroinvertebraten stand in keinem signifikanten Zusammenhang zur gemessenen PSM-Belastung. Hingegen war in den belasteten Untersuchungsgewässern die Artenzahl der als physiologisch empfindlich eingestuften Makroinvertebraten signifikant geringer als in den als unbelastet bezeichneten Gewässern. Auch der Anteil der semivoltinen Arten an der Gesamtabundanz (relative Abundanz) war in den belasteten Gewässern signifikant geringer.

Weiterhin waren die relative Abundanz der empfindlichen und der semivoltinen Arten negativ mit der Gesamttoxizität (TU_{sum}) der Gewässer korreliert. Die Abnahme der relativen Abundanz der semivoltinen Arten folgte hierbei einem logarithmischen Modell, während die Abnahme bei den physiologisch empfindlichen Arten linear erfolgte. Diese Zusammenhänge sind in Abbildung IV-18 noch einmal zusammenfassend dargestellt.

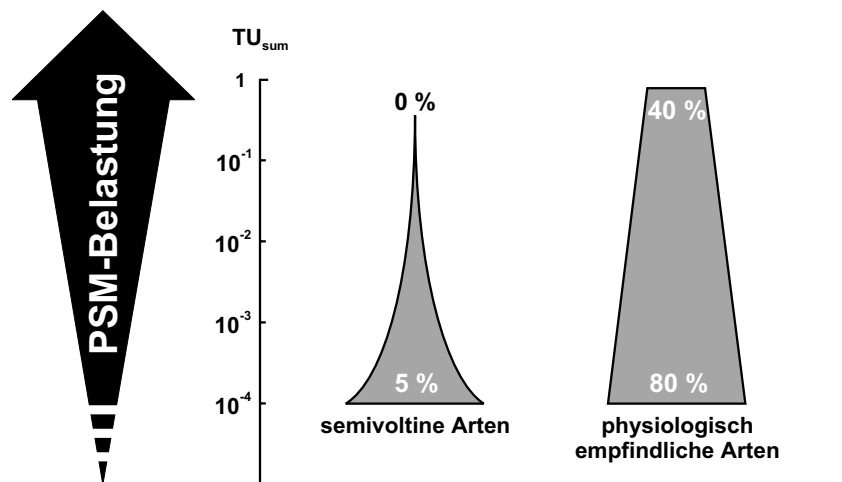


Abbildung IV-18 Abnahme des Anteils semivoltiner und physiologisch empfindlicher Arten an der Gesamtabundanz der Makroinvertebraten-Zönose in kleinen Fließgewässern bei steigender Pflanzenschutzmittel (PSM)-Belastung. Die PSM-Belastung ist in Form der PSM-Gesamttoxizität (TU_{sum}) angegeben. Die Abnahme des Anteils der semivoltinen Arten folgt einem logarithmischen Modell, während die Abnahme des Anteils der empfindlichen Arten linear erfolgt (vgl. Kap. IV-3.4).

Noch stärker hing der SR-Index, der die Voltinie und die physiologische Empfindlichkeit mit anderen Faktoren zur *ökologischen* Empfindlichkeit zusammenfaßt, von der PSM-Belastung ab. Auch seine Korrelation zur TU_{sum} folgte einem linearen Modell.

Die konzentrationsabhängigen Veränderungen der Zönose in den belasteten Gewässern lassen sich als Verschiebungen des Artenspektrums und der Abundanzverteilung hin zu Arten mit einer kürzeren Generationsdauer und geringerer physiologischer Empfindlichkeit gegenüber toxischen organischen Substanzen charakterisieren. Aus dem Freiland sind solche Veränderungen als Folge von Einträgen subletaler Konzentrationen von PSM bislang nicht beschrieben. Jedoch stellten VAN DEN BRINK et al. (1996) bei der Beobachtung einer Modellebensgemeinschaft in Mesokosmen nach Kontamination mit Chlorpyrifos und Atrazin eine Abhängigkeit der Wiedererholung sowohl von der im Labor gemessenen Empfindlichkeit der eingesetzten Arten als auch von ihrer Generationsdauer fest. So erholte sich die Population der bivoltinen Eintagsfliegenart *Cloeon dipterum* vergleichsweise schnell, während die monovoltine Art *Caenis horaria* im beobachteten Zeitraum keine erkennbare Erholung hinsichtlich ihrer Abundanz aufwies. Weiterhin erholte sich die Population des gegenüber Chlorpyrifos relativ empfindlichen Amphipoden *G. pulex* im untersuchten Zeitraum kaum, während die Gastropoden *Bithynia tentaculata* und *Radix peregra* sowie die Hirudineenart *Erpobdella octoculata* in ihrer Abundanz nicht durch die Kontamination beeinträchtigt wurden. Beide letztgenannten taxonomischen

Gruppen weisen im Labor eine wesentlich geringere Empfindlichkeit gegenüber organischen Substanzen auf als die meisten Arthropoden (vgl. Abschnitt III). VERSTEEG et al. (1999) bezeichnen einzelartbezogene Toxizitätsdaten als geeigneten Prediktor für die Reaktion von Zönosen in Mesokosmen und halten eine Übertragbarkeit von im Mesokosmosversuch gewonnenen Ergebnissen auf das Freiland für gegeben.

In einem Freiland-Mesokosmosversuch von LIESS et al. (2001) zeigte sich, daß im Zuge der Wiedererholung der Modellebensgemeinschaft nach einer einstündigen Kontamination mit Fenvalerat und Parathion-ethyl solche Arten häufiger auftraten, die innerhalb des beobachteten Zeitraumes eine Möglichkeit zur Wiederbesiedelung des Systems über Eiablage (*Baetis* spec., Ephemeroptera) oder Einwanderung durch Flug (Coleoptera, Heteroptera) aufwiesen. Es war daher gerechtfertigt, in den SR-Index neben der physiologischen Empfindlichkeit und dem Vermehrungspotential durch den Faktor w_m auch die Wiederbesiedelungsfähigkeit der Taxa einzubeziehen. Gleichzeitig unterstützt dies Ergebnis die aus den beschriebenen Freilanduntersuchungen abzuleitende Vermutung, daß Makroinvertebraten im Freiland durch PSM nach ihren Fortpflanzungseigenschaften – wie der Länge ihres Generationszyklusses – selektiert werden können.

IV-4.2.3 Wirkungsgrenze der PSM-Belastung im Freiland

Eine Erhöhung des SR-Index wurde ab einem TU_{sum} -Wert von etwa 10^{-3} bis 10^{-2} festgestellt. Dieser Bereich darf jedoch keinesfalls als absolute Wirkschwelle für die PSM-Toxizität in Freilandgewässern angesehen werden. Hiergegen sprechen die folgenden Punkte:

- Die Berechnung von TU_{sum} erfolgte nur für den Zeitraum zwischen der ersten und letzten Populationsaufnahme (Mitte April und Mitte Juli) in den Untersuchungsjahren. Belastungen außerhalb dieser Zeiten wurden nicht berücksichtigt. Obwohl dieser Zeitraum die Hauptanwendungsperiode für PSM darstellt, kommen geringere Mengen von PSM auch außerhalb dieses Zeitraumes zum Einsatz.
- Die TU_{sum} wurde aus einer nicht vollständigen Anzahl der eingesetzten PSM-Wirkstoffe berechnet.
- Die nachgewiesenen Konzentrationen spiegeln wahrscheinlich nicht in jedem Fall die Maximalkonzentrationen der Wirkstoffe im Wasser wider. Da die Wasserproben Mischproben aus einer Dauer von etwa einer Stunde darstellen, können kurzzeitig erheblich höhere Konzentrationen im Wasser vorgelegen haben.

Hieraus wird ersichtlich, daß die tatsächlich im Laufe einer Anwendungssaison erreichte TU_{sum} erheblich über den hier angegebenen Werten liegen kann. Die TU_{sum} sollte daher lediglich als relatives Maß für den Vergleich von Gewässern mit vergleichbarer Datenbasis angesehen werden.

IV-4.3 Einfluß weiterer Faktoren auf den SR-Index

Die starke Korrelation zwischen dem SR-Index und die TU_{sum} der Gewässer deutet – zusammen mit den oben aufgeführten Beobachtungen an Modellebensgemeinschaften – auf eine starke Abhängigkeit der Ausprägung der Gewässerzönosen von der PSM-Belastung der Untersuchungsgewässer hin. Neben der PSM-Belastung weisen jedoch auch weitere Faktoren signifikante Zusammenhänge mit dem SR-Index auf. Diese werden im weiteren diskutiert und mit dem Einfluß der PSM-Belastung verglichen.

IV-4.3.1 Zusammenhang von organischer und Sedimentbelastung mit dem SR-Index

Die Einordnung der Makroinvertebraten-Taxa in das System der physiologischen Empfindlichkeit gegenüber toxischen organischen Substanzen, die einen wichtigen Teil des SR-Index ausmacht, weist eine auffällige Parallele zum Sauerstoffbedarf der entsprechenden Taxa auf. So weisen die meisten Plecopteren- und Ephemeropterenarten eine weitaus größere Empfindlichkeit gegenüber Sauerstoffdefiziten auf als viele Gastropoden oder Lamellibranchiaten. Ein Einfluß der Belastung der Gewässer mit sauerstoffzehrenden organischen Substanzen auf den SR-Index ist daher wahrscheinlich.

Bei der Auswahl der Untersuchungsgewässer im Vorfeld der Studie wurde darauf geachtet, daß lediglich gering bis mäßig organisch belastete Gewässer einbezogen wurden, um eine Maskierung der Auswirkungen der PSM-Belastung durch organische Verschmutzung zu minimieren. Eine Abhängigkeit des SR-Index von der Sauerstoffzehrung, die als Maß für die Belastung des Gewässers mit organischen Substanzen angesehen werden kann (HÜTTER, 1990), bestand nicht.

Jedoch wies der SR-Index eine signifikante Korrelation zum mittleren Nitrat-Gehalt der Untersuchungsgewässer auf. Die Nitrat-Konzentrationen erreichten in keinem der Gewässer ein toxisches Niveau. Für die bestehende Korrelation kommen daher zwei Erklärungsversuche in Betracht. Zum einen könnte der Nitratgehalt Zeiger für sauerstoffzehrende Abbauprozesse im Gewässer sein. Hiergegen spricht jedoch, daß der SR-Index nicht mit der Sauerstoffzehrung in den Gewässern korreliert war. Zum anderen könnte der Nitratgehalt des Wassers durch den Eintrag anorganischer Düngemittelbestandteile bedingt sein und damit lediglich einen Zeiger für die gewässerspezifische Eintragswahrscheinlichkeit von landwirtschaftlich angewendeten Substanzen darstellen.

Obwohl nach den genannten Überlegungen eine Scheinkorrelation des Nitratgehaltes zum SR-Index möglich ist, wird der Nitratgehalt in den abschließenden Vergleich der Einflußfaktoren einbezogen. Dies ist angezeigt, weil nicht-kontinuierliche Messungen von chemischen Wasserparametern oft die tatsächlichen Verhältnisse im Gewässer nur ungenügend abbilden (HÜTTER, 1990, KLEE, 1991). So könnten Belastungsspitzen an Nitrat, Nitrit, Ammonium oder Sauerstoffzehrung übersehen worden sein. Die durchgeführten Messungen erlauben eine grobe Einteilung der Gewässer hinsichtlich ihrer Nährstoffbelastung. Auf ein gänzlich Fehlen von Einflüssen der organischen Belastung auf den SR-Index und weitere Zönosen-Eigenschaften kann hingegen nicht zweifelsfrei geschlossen werden.

Ähnliches gilt im Prinzip für die Belastung der Gewässer mit Schwebstoffen. Die im Projekt eingesetzten Schwebstoffsammler erlauben keine quantitative Abschätzung der Belastung, sondern ermöglichen lediglich einen relativen Vergleich der Belastung der einzelnen Gewässer. Ebenso wurde die Zusammensetzung des Sedimentes mit möglicherweise daraus folgenden Unterschieden in ihren gegenüber der Zönose adversen Eigenschaften nicht untersucht. Die fehlende Korrelation der in den Sammlern sedimentierten Schwebstoffmenge zum SR-Index kann daher den Einfluß der Schwebstoffbelastung auf den SR-Index nicht mit Sicherheit widerlegen.

Das Gewässer 11 wurde nur 1999 untersucht, die Schwebstoffbelastung der Gewässer hingegen nur 1998. Für das Gewässer 11, das ein typisches Lößgewässer (FRIEDRICH & HESSE, 1996) darstellt, liegen daher keine quantitativen Daten zur Schwebstoffbelastung vor. Bei den Beprobungen des Gewässers wurde jedoch festgestellt, daß die Wassertrübung und die in den Hochwassersammlerproben gefundene Sedimentmenge meist erheblich höher war als in den übrigen untersuchten Gewässern. Gleichzeitig wies das Gewässer einen SR-Index von 1,8 auf. Dieser Wert entspricht denjenigen der übrigen nicht belasteten Gewässer. Dies deutet darauf hin, daß die Unterschiede in den Sedimentfrachten zwischen den einzelnen Gewässern so gering waren, daß sie den SR-Index nicht merklich beeinflussten. Die Ergebnisse aus einem Versuch in Fließgerinne-Mikrokosmen zur Schwebstoffempfindlichkeit von Makroinvertebraten (LIESS et al., 2001) deuten darüberhinaus auf eine hohe Toleranz zumindest einiger Makroinvertebraten-Arten gegenüber kurzzeitigen Belastungen mit Schwebstoffen hin. Akute Reaktionen des Emergenzerfolges von *Limnephilus lunatus* (Trichoptera) zeigten

sich dort erst bei mehrmaliger Belastung mit 30 g/l Schwebstoff (Nominalkonzentration; in Suspension 18 g/l). Die Abundanzen von *G. pulex* und *Radix ovata* (Gastropoda) blieben hingegen auch bei dieser Konzentration unbeeinflusst.

IV-4.3.2 Zusammenhang der Gewässerstrukturen mit dem SR-Index

Der Strukturindex (s. Kapitel IV-2.6) wies eine lineare Korrelation zum SR-Index auf. Von den Eingangsfaktoren wiesen hierbei die Substratdiversität der Gewässersohle, die Laufentwicklung des Gewässers sowie das Gewässerumfeld (mit der Umlandnutzung) signifikante Zusammenhänge zum SR-Index auf. Die Abhängigkeit des SR-Index von der Strukturdiversität und der Laufentwicklung läßt sich über die strukturellen Ansprüche der in den SR-Index eingeordneten Arten erklären. So sind viele der als physiologisch empfindlich eingestuften Ordnungen (z. B. Ephemeroptera, Trichoptera, Plecoptera) an Hartsubstrate wie Kies oder Totholz gebunden (SABARTH, 1999), die im Zuge von Gewässerbegradigungen meist stark reduziert werden. Die Abundanzen der strukturell anspruchsvollen Arten waren daher in den strukturärmeren Untersuchungsgewässern niedriger.

Gleichzeitig waren allerdings die genannten Strukturparameter mehr oder weniger stark mit der Gesamtoxität der Gewässer korreliert. Dies läßt sich ebenfalls auf eine Parallele in der Abhängigkeit des PSM-Eintrags und der Strukturgröße von der Umlandnutzung zurückführen. So steigt mit zunehmender Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung im Gewässerumfeld neben der Belastung mit PSM auch die strukturelle Verarmung der Gewässer (COOPER, 1993).



Abbildung IV-19. Strukturreicher Abschnitt an Gewässer 8 (Adersheimer Bach). Die PSM-Belastung sowie der SR-Index waren im Mittel relativ hoch, da oberhalb des dargestellten Bereiches saumstreifenlose Abschnitte mit intensiver landwirtschaftlicher Nutzung liegen. Aufnahme 15. Juli 1997 (M. Neumann).

Die Korrelation zwischen TU_{sum} und den Strukturparametern bewirkt, daß zwischen einem Teil der Auswirkungen der PSM-Belastung auf die Gewässerzönose und dem Einfluß der strukturellen Belastung nicht vollständig unterschieden werden kann.

Der am stärksten mit dem SR-Index korrelierte Strukturfaktor war das „Gewässerumfeld“. Dieser Faktor beinhaltet eine Wertung der Form der Umlandnutzung. Da eine direkte kausale Abhängigkeit des Eintrages von PSM in das Gewässer von der landwirtschaftlichen Nutzung des Gewässerumfeldes offensichtlich ist, ist eine Scheinkorrelation zwischen Gewässerumland und SR-Index wahrscheinlich. Hierauf deutet auch hin, daß der Strukturfaktor „Uferstruktur“ nicht mit dem SR-Index korreliert war, obwohl anzunehmen ist, daß ufernahe Strukturen einen stärkeren Einfluß auf die Gewässerlebensgemeinschaft ausüben als uferferne. Der Strukturfaktor Gewässerumfeld wird daher nicht in den Vergleich der Haupt-Einflußfaktoren auf den SR-Index einbezogen.

IV-4.4 Vergleich der Haupt-Einflußfaktoren des SR-Index

Spezifität des SR-Index gegenüber der PSM-Belastung

Neben der PSM-Gesamttoxizität wurden der mittlere Nitratgehalt des Wassers und die strukturellen Parameter „Substratdiversität der Gewässersohle“ und „Laufentwicklung des Gewässers“ als Haupt-Einflußfaktoren des SR-Index herausgearbeitet. Die multiple Regression mit diesen Faktoren als unabhängige Variablen konnte mit einem Bestimmtheitsmaß von $R^2 = 0,88$ einen Großteil der Ausprägung des SR-Index erklären. Die TU_{sum} stellte sich hierbei als mit Abstand stärkster Einflußfaktor dar. Durch die starke multiple Interkorrelation der Eingangsvariablen ist die Aussagekraft dieser Korrelation allerdings stark eingeschränkt, da die Interkorrelation der Variablen neben einem Fehlen der Signifikanz der Korrelationskoeffizienten eine Überbewertung des stärksten Einflußfaktors zur Folge haben kann (BACKHAUS et al., 1996). Ein Vergleich der einzelnen Korrelationen der Variablen zum SR-Index weist jedoch ebenfalls die TU_{sum} als stärksten Einflußfaktor aus. Hieraus läßt sich folgern, daß die Belastung der Untersuchungsgewässer mit Pflanzenschutzmittel-Rückständen den SR-Index allgemein stärker beeinflusst als Nährstoffbelastung oder strukturelle Parameter dies tun. Der SR-Index reagiert grundsätzlich also recht spezifisch auf die Belastung des Gewässers mit PSM und stellt damit einen geeigneten Indikator dar.

Die Nährstoffbelastung der untersuchten Gewässer war jedoch nur gering bis mäßig hoch. Es ist denkbar, daß bei weiter zunehmender Nährstoff-Belastung diese gegenüber der PSM-Belastung an Bedeutung für den SR-Index zunimmt. Bei der Anwendung des SR-Index auf die PSM-Belastung von Gewässern mit deutlich *höherer* Nährstoffbelastung ist dies unbedingt zu beachten.

Anteil der PSM-Belastung an den Veränderungen der Zönosenzusammensetzung

Von den Faktoren, die den SR-Index beeinflussen, war lediglich die Substratdiversität der Gewässersohle mit der TU_{sum} korreliert. Alle übrigen Faktoren wiesen keine signifikante Korrelation zur TU_{sum} auf. Dies zeigt, daß die Laufentwicklung und die Nitratbelastung des Gewässers den SR-Index zwar beeinflussen, ihr Einfluß sich aber deutlich von dem der TU_{sum} unterscheiden läßt.

Lediglich der anteilige Einfluß der Substratdiversität auf den SR-Index läßt sich nicht vollständig von demjenigen der TU_{sum} unterscheiden. Dies bewirkt zwar, daß der Einfluß der TU_{sum} im Vergleich zur Substratdiversität sowohl unter- als auch überschätzt werden kann. Die Einzel-Korrelation zwischen TU_{sum} und SR-Index ist jedoch erheblich größer als diejenige zwischen Substratdiversität und SR-Index. Daher steht außer Frage, daß – gemessen an der im Labor bestimmten Toxizität –

subletale Konzentrationen von PSM auf die Zusammensetzung von Fließgewässerzönosen erheblich verändern können.

Der Befund steht im Einklang mit den Ergebnissen von LIESS et al. (2001), die ähnliche Veränderungen von Lebensgemeinschaften im Mesokosmos nach kurzzeitiger Belastung mit Parathion-ethyl und Esfenvalerat beschreiben: Dort wurde bei Wirkstoff-Konzentrationen von 0,1 µg/l bis 1 µg/l eine Zunahme der Abundanz von PSM-toleranten Arten beobachtet.

IV-5 Schlußfolgerungen aus den Ergebnissen von Abschnitt IV

- Ein Großteil von Tieflandbächen in landwirtschaftlich geprägtem Umland weist zeitweilig nachweisbare Kontaminationen mit Pflanzenschutzmittelrückständen im Wasser auf. Meist liegen die Konzentrationen – gemessen an der im Labor bestimmten Empfindlichkeit von Makroinvertebraten – im subletalen Bereich.
- Die PSM-Belastungen bestehen häufig aus komplexen Stoffgemischen. Synergistische Effekte sind wahrscheinlich, da Organophosphate und Triazole gemeinsam auftreten können (Parathion und Epoxiconazol / Propiconazol in dieser Arbeit).
- Die Zusammensetzung von Fließgewässerzönosen kann durch subletale Konzentrationen von PSM-Mischkontaminationen verändert werden. Typische Veränderungen sind hierbei eine Verschiebung der Artenzusammensetzung in Richtung eines geringeren Anteils physiologisch empfindlicher Arten sowie eines geringeren Anteils von Arten mit langer Generationsdauer.
- Die Auswirkungen der PSM-Belastung auf die Gewässerzönose läßt sich durch den Sensitivity-Recovery-Index (SR-Index) ausdrücken, in den die durch Standard-Toxizitätstests ermittelte physiologische Empfindlichkeit, Reproduktionseigenschaften und die Wanderungsfähigkeit der Makroinvertebraten-Taxa eingehen. Der SR-Index vermag sowohl akute als auch chronische Reaktionen der Gewässerzönose auf PSM-Belastungen nachzuweisen.

V Auswirkungen von Organophosphat-Belastungen auf Cholinesterasen des Dreistachligen Stichlings in Fließgewässern

In diesem Abschnitt werden Untersuchungen der Cholinesteraseaktivität in Fischen aus unterschiedlich stark mit Pflanzenschutzmitteln belasteten Fließgewässern im Umkreis von Braunschweig beschrieben. Es wird gezeigt, daß in Fischen aus Gewässern, die Belastungen mit Organophosphaten aufwiesen, die Cholinesterase-Enzymaktivität stark erniedrigt war. Hieraus wird auf eine Verfügbarkeit der gemessenen Belastung für die Gewässerzönose geschlossen.

V-1 Einleitung

Die physiologische Funktion von Acetylcholinesterase (AChE) besteht in der Spaltung des Neurotransmitters Acetylcholin an cholinergen Synapsen, wodurch die Synapse für eine erneute Erregungsübertragung reaktiviert wird (TAYLOR & BROWN, 1994; MASSOULIÉ et al., 1993). Die toxische Wirkung von Organophosphaten (OPs) und Carbamaten, die auch als Anticholinesterase-Insektizide (Anti-ChEs) bezeichnet werden, basiert auf einer Hemmung von Cholinesterasen. Der Gebrauch von AChE-Messungen für den Nachweis von Anti-ChE-Vergiftungen von Fischen wurde bereits vor 40 Jahren vorgeschlagen (WEISS, 1959; WEISS, 1964). AChE stellt damit einen der ältesten bekannten Biomarker dar. Die Messung der Aktivität ist seitdem wiederholt für die Detektion von Umweltbelastungen eingesetzt worden (LOCKHART et al., 1985; GALGANI et al., 1992; DAVIES & COOK, 1993). BOQUENE et al. (1990) bezeichnen die Messung der ChE-Aktivität beispielsweise als beste Möglichkeit des Nachweises von Pestizidvergiftungen bei Meeresfischen. An Agrarfließgewässern des Braunschweiger Raums im Jahr 1995 durchgeführte Untersuchungen legten bereits eine Eignung der ChE-Aktivität des Dreistachligen Stichlings (*Gasterosteus aculeatus* L.) als Biomarker für subletale Pestizidbelastungen nahe (STURM et al., 1999 b). Neben AChE kann Körpergewebe von Vertebraten auch das verwandte Enzym Butyryl-Cholinesterase (BChE) enthalten. Die physiologische Funktion von BChE ist bislang unbekannt. In-vitro-Messungen an mehreren Arten von Meeresfischen ergaben, daß die Empfindlichkeit von BChE gegenüber OPs etwa 1100- bis 6500-fach höher war als die entsprechende Empfindlichkeit von AChE (STURM et al., 1999 a). BChE wurde daher als separat zu betrachtender Biomarker vorgeschlagen.

OPs und Carbamate sind eine der am häufigsten landwirtschaftlich verwendeten Gruppen von Insektiziden. In Gewässern des Braunschweiger Umlandes wurden in früheren Untersuchungen wiederholt OPs nachgewiesen (SCHULZ & LIESS, 1997; LIESS & SCHULZ, 1999). Zumeist wurden hierbei in Wasser- und Sedimentproben Konzentrationen unterhalb der Letalitätsgrenze von Makroinvertebraten gefunden, während höhere Konzentrationen nur vereinzelt nachgewiesen wurden (SCHULZ & LIESS, 1999a). Sowohl OPs als auch Carbamate weisen im Vergleich zu vielen Herbiziden und Fungiziden eine geringe Wasserlöslichkeit auf und binden daher nach Eintrag in das Gewässer relativ schnell an Schwebstoffe (GHADIRI & ROSE, 1991). Es ist bislang nicht bekannt, ob Konzentrationen solcher

wenig wasserlöslichen Insektizide von wenigen 100 Nanogramm im Freiland eine toxikologisch relevante Bioverfügbarkeit für das Zoobenthos aufweisen.

Im Rahmen des Projektes wurde die Messung von Cholinesterasen in Gewebe von Fischen aus den untersuchten Fließgewässern als Zeiger für die generelle Bioverfügbarkeit regionstypischer OP-Belastungen eingesetzt. Der Nachweis der Bioverfügbarkeit von OPs sollte hierbei als Bindeglied zwischen dem Nachweis der Pflanzenschutzmittel-Belastung und Reaktionen der Gewässerzönose auf Populationsebene dienen. Um die vorgeschlagene getrennte Betrachtung der beiden Cholinesterasen AChE und BChE zu ermöglichen, wurden die ChEs in Gehirn und Muskelgewebe aus Stichlingen charakterisiert und als AChE und / oder BChE klassifiziert. Für die Untersuchung beider ChEs wurden jeweils entsprechende Versuchsbedingungen entwickelt¹. Anschließend wurden die Empfindlichkeiten von Stichlings-AChE und -BChE aus Gehirn und Muskelgewebe gegenüber den OP Paraoxon und Dichlorvos in vitro bestimmt. Schließlich wurden die Aktivitäten der Gehirn-AChE sowie der Muskel-AChE und -BChE in Stichlingen aus acht Gewässern gemessen, die gleichzeitig im Rahmen der in Abschnitt IV beschriebenen Arbeiten auf PSM-Belastung und Makroinvertebraten-Besiedelung untersucht wurden.

V-2 Material und Methoden

V-2.1 Fang und Präparation der Fische

Wegen seiner weiten Verbreitung (WOOTTON, 1972; PAEPKE, 1996) und verhältnismäßig hohen Abundanzen in Gewässern des Braunschweiger Umlandes wurde der Dreistachlige Stichling (*Gasterosteus aculeatus* f. *leirus* L.) als Testorganismus ausgewählt. Die Fische wurden mittels Elektrofischerei (HALSBAND, 1975) gefangen. Aus jedem der Gewässer wurden 10 Fische entnommen. Es wurden nach Möglichkeit nur adulte männliche Tiere im Laichkleid verwendet, da diese territorial sind (VAN DEN ASSEM, 1967). Damit konnte ein Verbleib der Tiere am Ort nach möglicher Kontamination mit OPs weitgehend sichergestellt werden.

Nicht alle untersuchten Gewässern wiesen eine Stichlingspopulation mit einer so hohen Anzahl männlicher Individuen auf, daß eine Entnahme von zehn Stichlingsmännchen ökologisch vertretbar erschien. Bei diesen Gewässern wurden auch weibliche adulte Tiere in die Untersuchung einbezogen. Die ChE-Aktivitäten von männlichen und weiblichen Fischen unterschied sich nicht signifikant (nicht dargestellt).

Im Labor wurden die Fische gemäß der deutschen Tierschutzgesetzgebung nach vorheriger Betäubung durch Abtrennen des Kopfes getötet. Körperstücke aus dem Kaudalbereich sowie die Gehirne wurden den Fischen entnommen und für die späteren Messungen bei -20°C in 1,5 ml-Eppendorf-Cups eingefroren. Die gefangenen Stichlinge wiesen ein Körpergewicht von $1,60 \pm 0,45$ g auf. Innerhalb dieses Gewichtsbereiches bestand keine signifikante Beziehung zwischen dem Körpergewicht und den ChE-Aktivitäten (nicht dargestellt).

¹ Dieser Vorversuch wurde von Herrn Dr. Armin Sturm am UFZ Leipzig durchgeführt (STURM et al., 2000). Die Ergebnisse dieses Versuchsteils werden hier kurz im Kapitel Material und Methoden vorgestellt.

V-2.2 Biochemische Untersuchungen

Die gefrorenen Gewebestücke wurden auf Eis aufgetaut. Das Muskelgewebe wurde von Haut und Knochen getrennt. Das ganze Gehirn (etwa 15 mg) bzw. 50 bis 150 mg des Muskelgewebes wurden in 1 ml Puffer (0,1 M Kaliumphosphatpuffer, pH 7,4) homogenisiert. Der durch Zentrifugation des Homogenates (4 °C, 15000 g, 15 min) gewonnene Überstand wurde als Enzymextrakt verwendet. Die Messung der ChE-Aktivität (ELLMAN et al., 1961) wurde wie bei STURM et al. (1999 b) beschrieben durchgeführt. Vor der Messung der ChE-, AChE- und BChE-Aktivitäten wurde das Extrakt 5 min bei 23 °C in 0,5 mM 5,5'-Dithiobis(2-nitrobenzoesäure)-Lösung in einer 96-Zellen-Mikrotiterplatte inkubiert. Nach Zugabe des Substrates (1 mM AcßMeSch, 2 mM AcSch bzw. 1 mM BuSch) wurde die Absorptionsänderung bei 405 nm 5 min lang im Mikrotiterplatten-Lesegerät verfolgt.

Die Selektivität der eingesetzten Substrate und Inhibitoren für die einzelnen Arten von Cholinesterasen (SILVER, 1974; USDIN, 1970) ist in Tabelle V-1 dargestellt. Die ChE-Aktivität stellt die Summe der Aktivitäten von BChE und AChE dar. Sie wurde mit dem unspezifischen Substrat AcSch bestimmt.

Bei der Charakterisierung der Stichlings-ChE zeigte sich, daß im Gehirn der Fische lediglich AChE vorlag. Im Muskelgewebe wurde hingegen sowohl AChE als auch BChE nachgewiesen (STURM et al., 2000). In den nachfolgenden Versuchsteilen konnte daher die mit dem unspezifischen Substrat AcSch bestimmte ChE-Aktivität im Gehirn der Fische mit der AChE-Aktivität gleichgesetzt werden.

Um die Aktivität der BChE aus der Differenz der ChE-Aktivität und der AChE-Aktivität berechnen zu können, wurde hingegen ein Ansatz vor der Messung in dem BChE-spezifischen Hemmstoff Iso-OMPA (10^{-5} M) inkubiert. Der Kontrollansatz wurde lediglich in als Lösungsmittel eingesetztem Ethanol (1 % v/v) inkubiert. Die ohne iso-OMPA festgestellte Aktivität stellte die ChE-Aktivität dar, während die Aktivität der mit iso-OMPA behandelten Proben die AChE-Aktivität repräsentierte. Aus der Differenz zwischen der Aktivität in der mit iso-OMPA behandelten Probe und der Aktivität in der unbehandelten Probe errechnete sich entsprechend die BChE-Aktivität. Diese indirekte Art der Messung der BChE-Aktivität wurde bei den im Freiland gefangenen Fischen angewendet.

Tabelle V-1. Verschiedene Arten von Fisch-Cholinesterasen mit selektiven Substraten und Inhibitoren.

Enzym	EC-Nummer	Selektives Substrat ^a	Optimales Substrat	Selektiver Inhibitor
Cholinesterase (ChE) ^b	3.1.1.7. und / oder 3.1.1.8	AcSch		Eserin
Acetylcholinesterase (AChE)	3.1.1.7	AcßMeSch ^c	AcSch	
Butyrylcholinesterase (BChE)	3.1.1.8	BuSch	BuSch; PrSch	iso-OMPA

^a AcSch = Acetylthiocholinjodid; AcßMeSch = Acetyl-β-(methyl)thiocholinjodid; BuSch = Butyrylthiocholinjodid; PrSch = Propionylthiocholinjodid

^b Cholinesterase wird hier als Summe der AChE- und BChE-Aktivitäten bezeichnet. In älterer Literatur wird der Begriff Cholinesterase hingegen auch als Synonym für BChE verwendet.

^c AcßMeSch aus Fischen ist möglicherweise nicht selektiv für AChE (STURM et al, 1999 a; STURM et al, 2000).

Da die Menge an aus einem Stichling gewonnenem Gewebe begrenzt war, wurde die Messung der BChE-Aktivität im Zuge der Bestimmung der Hemmkurve von Parathion auf andere Weise durchgeführt: Die Aktivität der BChE wurde unter Verwendung des spezifischen Substrates BuSch (Tabelle V-1) bestimmt. Um die beiden Meßmethoden vergleichen zu können, wurde die BChE-Aktivität bei einigen Fischen ($n = 29$) mit beiden Methoden bestimmt. Die Ergebnisse dieser beiden Meßmethoden waren hochgradig miteinander korreliert ($R^2 = 0,896$; $p < 0,0001$). Hingegen bestand kein signifikanter Zusammenhang zwischen den Ergebnissen jeder der beiden Meßmethoden und den Aktivitäten der AChE im Muskelgewebe ($p > 0,05$). Dies bewies die Vergleichbarkeit der beiden BChE-Meßmethoden.

Die Messungen wurden als Quadruplikat durchgeführt. Eine Ausnahme bildet die Bestimmung der Hemmkurven von iso-OMPA und Parathion (s. u.). Diese Experimente wurden mit je einer Wiederholung pro Fisch und Hemmstoff-Konzentration durchgeführt, da die aus einem Stichling gewonnene Extraktmenge begrenzt war. Die Proteingehalte der Enzymextrakte wurden mittels der Coomassie-Blue-G-Methode gemessen (STOSCHEK, 1990).

V-2.3 Gewässer und Zeitraum der Untersuchungen

Die Untersuchungen fanden 1998 statt. Für den Fang wurden die 1998 untersuchten Gewässer im Braunschweiger Raum ausgewählt. In acht der Gewässer wurden für eine Entnahme von Fischen ökologisch vertretbar hohe Abundanzen von *G. aculeatus* nachgewiesen (Gewässer 1, 2, 3, 4, 5, 6, 9 und 10; für die Gewässerbenennungen vgl. Tabelle V-2). Zum Zeitpunkt kurz nach der erwarteten intensivsten Anwendung von OPs (Mitte Juni) wurden in den Gewässer jeweils zehn Stichlinge mittels Elektrofischerei gefangen. Der Transport in das Labor erfolgte in gekühlten, belüfteten Behältern. Die Präparation der Gewebe wurde spätestens zwei Stunden nach dem Fang durchgeführt. Die Bestimmung der Aktivität der Enzymaktivitäten erfolgte binnen acht Wochen nach dem Fang der Tiere. Für den Vergleich der Enzymaktivitäten mit der Belastungssituation der Gewässer wurden die in Abschnitt IV beschriebenen PSM-Nachweise verwendet.

V-2.4 Statistik

Die mittleren Inhibitionskonzentrationen (IC50) wurden aus den in-vitro-Hemmungsdaten mit dem logit Modell berechnet (ASHTON, 1972). Der IC50 [M] steht mit der Hemmkonstante K_i nach Formel V-1 in Beziehung, wobei t die Reaktionszeit in Minuten darstellt (JOHNSON & WALLACE, 1987). Aus Literaturquellen bezogene IC50- und K_i -Werte, die sich auf eine abweichende Reaktionszeit bezogen, wurden nach dieser Formel in IC50-Werte ($t = 30$ min) umgerechnet.

Formel V-1. Errechnung der mittleren Inhibitionskonzentration (IC50)

$$IC50 = \frac{-\ln 0,5}{K_i \cdot t}$$

Der Vergleich der ChE-Aktivitäten in Stichlingen aus den einzelnen Gewässer wurde mittels Varianzanalyse (ANOVA) mit Hochberg's GT2-Test als post-hoc-Test durchgeführt (SPSS 7.5 für Windows, Statistical Product Service Solutions, Chicago). Die Signifikanzgrenze betrug für alle Berechnungen $\alpha = 0,05$. Die Enzymaktivitäten wurden vor der Analyse logtransformiert, um die Homogenität der Varianzen zu erreichen.

Die BChE-Aktivitäten wurden als Differenz aus zwei Messungen bestimmt (s. o.). Daher ergaben sich in einigen Fällen, in denen praktisch keine Aktivität vorhanden war, negative Werte bei der Berechnung der Aktivität. Um dennoch eine Log-Transformation zu ermöglichen, wurde zu den Aktivitätswerten eine Konstante addiert, die der niedrigsten gemessenen negativen Aktivität (12 nmol/mg) entsprach.

Bezugsquellen der verwendeten Chemikalien

Acetylthiocholinjodid (AcSch), Acetyl- β -(methyl)thiocholinjodid (Ac β MeSch), Propionylthiocholinjodid (PrSch), Butyrylthiocholinjodid (BuSch), Eserinhemisulfat, tetraisopropyl-pyrophosphoramid (iso-OMPA) und 5,5'-Dithiobis(2-nitrobenzoesäure) wurden von Sigma-Aldrich Chemikalien (Deisenhofen) bezogen. Paraoxon-ethyl (Paraoxon) und 2,2-Dichlorvovinyldimethylphosphat (Dichlorvos) wurden von Dr. Ehrendorfer Chemikalien (Augsburg) bezogen.

V-3 Ergebnisse

V-3.1 Hemmung der Stichlings-ChEs durch Organophosphate in vitro

Um die Empfindlichkeit der Stichlings-ChEs gegenüber OPs zu bestimmen, wurden in-vitro-Hemmkurven für die beiden OPs Paraoxon und Dichlorvos bestimmt. Paraoxon stellt ein Metabolit von Parathion dar, das im Untersuchungsgebiet häufig angewendet wird (vgl. Kapitel IV-4.1). Dichlorvos wurde als eine Vergleichssubstanz ausgewählt, da seine toxische Wirkung keiner Aktivierung durch metabolische Prozesse bedarf.

Beide Substanzen hemmten die Aktivität von BChE erheblich stärker als die Aktivität von AChE (Abbildung V-1, S. 68). Die IC₅₀-Werte für BChE betrugen $6,9 \times 10^{-9}$ M (Paraoxon) und $1,4 \times 10^{-8}$ M (Dichlorvos). Die Herkunft der AChE (Gehirn oder Muskelgewebe) hatte keinen Einfluß auf deren Empfindlichkeit gegenüber OPs: Die IC₅₀-Werte für Paraoxon betrugen $9,4 \times 10^{-6}$ M (Muskel) bzw. $7,5 \times 10^{-5}$ M (Gehirn) und unterschieden sich nicht signifikant. Die IC₅₀-Werte für Dichlorvos betrugen in AChE aus beiden Geweben $3,6 \times 10^{-5}$ M. Hieraus ergab sich eine um 1,09- bis 1,36-fach höhere Empfindlichkeit der BChE gegenüber Dichlorvos und eine 2,57-fach höhere Empfindlichkeit gegenüber Paraoxon im Vergleich zu AChE.

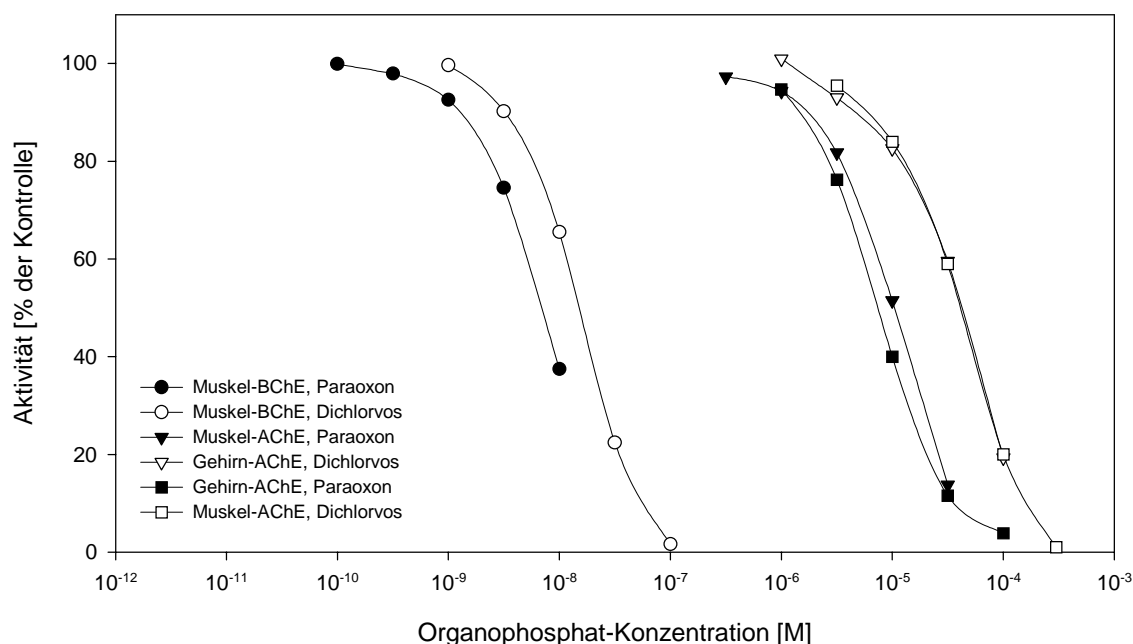


Abbildung V-1. Hemmung von Acetylcholinesterase (AChE) und Butyrylcholinesterase (BChE) aus Muskelgewebe und Gehirn durch Dichlorvos und Paraoxon in vitro. Die Datenpunkte stellen die nach 30 min Inkubation des jeweiligen Enzym-extraktes in Dichlorvos bzw. Paraoxon verbliebene Aktivität dar (Mittelwerte aus Einzelmessungen an je fünf Fischen). Als Substrate wurden Acetylthiocholinjodid (für AChE) und Butyrylthiocholinjodid (für BChE) eingesetzt. Vor der Messung der Muskel-AChE wurde die Aktivität der BChE durch 10⁻⁵ M iso-OMPA gehemmt.

V-3.2 Belastung der Gewässer vor dem Fang der Fische

In Tabelle V-2 (S. 69) sind die PSM-Nachweise in Wasserproben aus den einzelnen Gewässern dargestellt, die dem Fangtermin (15.6. bis 20.6. 1998 je nach Gewässer) vorausgingen. Die dargestellten Nachweise sind Mittelwerte aus dem Zeitraum zwischen dem 10. April und dem 4. bzw. 6. Juni 1998. Die Probennahmemethodik und die Liste der berücksichtigten Substanzen wurden bereits ausführlich in Abschnitt IV beschrieben.

Die Gewässer 1 und 2 wiesen im dargestellten Zeitraum keine nachweisbaren Belastungen mit PSM auf und werden im weiteren als unbelastet bezeichnet. Die Gewässer 3 bis 10 waren mit Herbiziden (Bifenox) und Fungiziden (Azoxystrobin, Epoxiconazol, Kresoxim-methyl, Propiconazol) belastet. In den Gewässern 9 und 10 wurde zusätzlich das OP Parathion-ethyl in Konzentrationen von 0,05 µg/l bis 0,3 µg/l nachgewiesen. Im einzelnen wurde an Gewässer 9 am 3.5., am 31.5. und am 3.6. des Untersuchungsjahres Parathion-ethyl nachgewiesen, an Gewässer 10 am 3.5. des Jahres.

Tabelle V-2. Konzentrationen [$\mu\text{g/l}$] und Nachweishäufigkeiten (in Klammern) von Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffen in acht kleineren Fließgewässern im norddeutschen Tiefland im Zeitraum vom 10. April bis 6. Juni 1998 (Gewässer 1, 2, 3, 4, 5, 6, 9 und 10). Substanzen, die in keinem der Gewässer nachgewiesen wurden (Deltamethrin, Esvenvalerat, Lindan und Pendi-methalin), sind nicht dargestellt. Die Nachweisgrenze für alle Substanzen betrug $0,05 \mu\text{g/l}$. n. n. = Substanz nicht nachgewiesen. Die Tabelle stellt einen zeitlichen Ausschnitt aus den in Abschnitt IV dargestellten PSM-Nachweisen aus den Untersuchungsjahren 1998 und 1999 dar.

Wirkstoff	Gewässer							
	1	2	3	4	5	6	9	10
Azoxystrobin	n. n.	n. n.	0,2(1)	0,1(1)	0,4(1)	0,05(1)	0,08–0,2(5)	0,08–0,2(2)
Bifenox	n. n.	n. n.	0,2(1)	n. n.	n. n.	n. n.	0,1(1)	0,1(1)
Epoxiconazol	n. n.	n. n.	0,2–0,3(2)	0,3–0,8(4)	0,05–0,4(5)	0,1–0,7(3)	0,1–0,7(8)	0,2–0,4(4)
Kresoxim-methyl	n. n.	n. n.	0,2(2)	0,3(3)	0,05(1)	0,1(1)	0,3(7)	0,2(4)
Parathion-ethyl	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	0,05–0,3 (3)	0,3(1)
Propiconazol	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	0,08(1)	n. n.

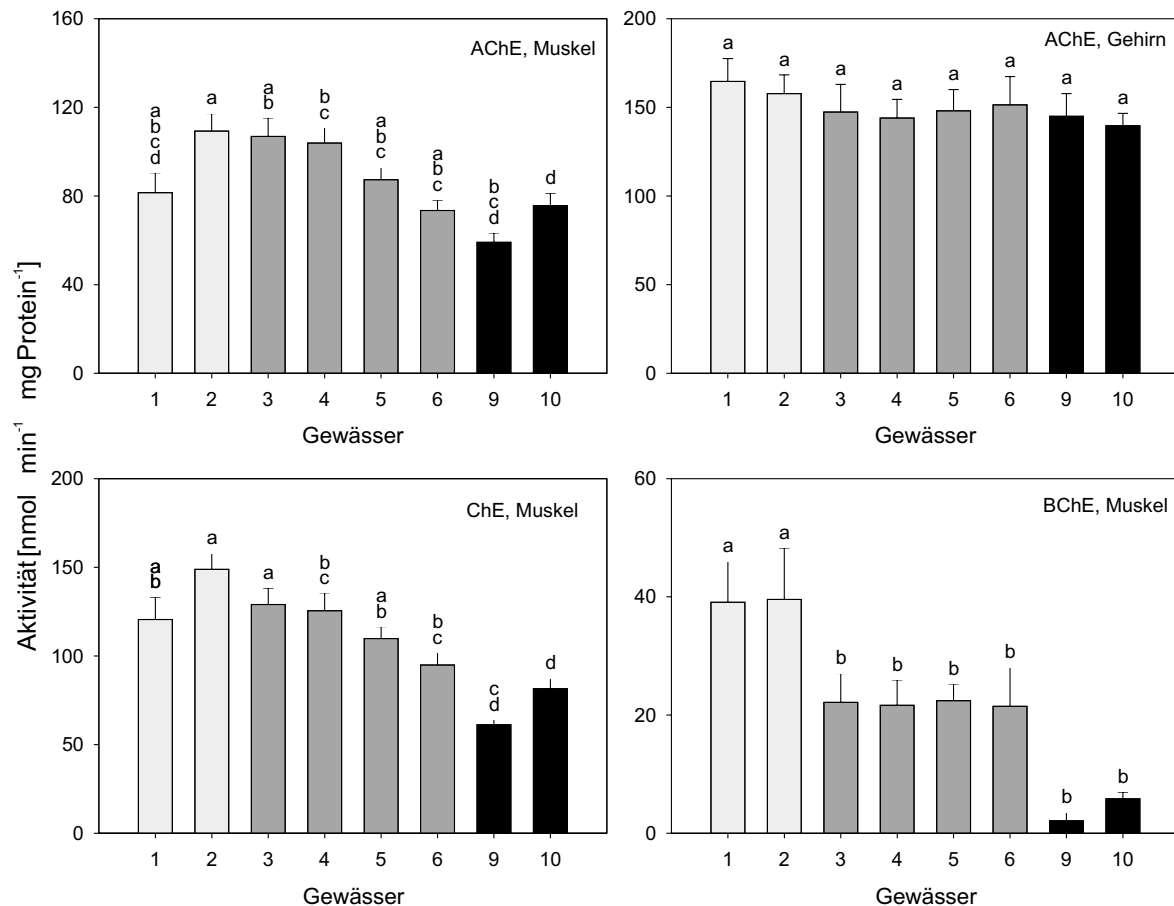
V-3.3 Abhängigkeit der ChE-Aktivität von der OP-Belastung der Gewässer

Die AChE- ChE- und BChE-Aktivitäten in Muskelgewebe und Gehirn von Fischen aus den einzelnen Untersuchungsgewässern und die Ergebnisse der ANOVAs sind in Abbildung V-2 (S. 71) dargestellt.

Die Aktivitäten der Gehirn-AChE unterschieden sich nicht signifikant zwischen den Gewässern. Die Aktivitäten der Muskel-ChE unterschied sich hingegen signifikant untereinander: Die ChE-Aktivitäten in Fischen aus den Gewässern 9 und 10, in denen Parathion nachgewiesen wurde (Tabelle V-2, S. 69) waren jeweils gegenüber jedem der beiden unbelasteten Gewässern 1 und 2 signifikant erniedrigt (Abbildung V-2).

Auch die Aktivitäten der Muskel-AChE unterschieden sich signifikant zwischen den einzelnen Gewässern. Jedoch unterschied sich keines der belasteten Gewässer signifikant von den beiden unbelasteten Gewässern.

Die BChE-Aktivitäten aus dem Gewebe von Fischen aus den OP-belasteten Gewässern 9 und 10 waren jeweils signifikant niedriger als in jedem der beiden unbelasteten Gewässern (Erniedrigung $> 80 \%$; Abbildung V-2). Auch in den lediglich fungizid- und herbizid-belasteten Gewässern war die BChE-Aktivität im Muskelgewebe tendenziell niedriger als in den unbelasteten; dieser Unterschied war jedoch nicht für beide unbelasteten Gewässer signifikant.



Legende:

- Gewässer ohne PSM-Nachweise
- Gewässer mit Fungizid- und/oder Herbizidnachweisen
- Gewässer mit Parathion-Nachweisen

Abbildung V-2. Aktivität verschiedener Cholinesterasen in Dreistachligen Stichlingen (*Gasterosteus aculeatus* L.) aus unterschiedlich stark mit Pflanzenschutzmitteln (PSM) belasteten Fließgewässern im Braunschweiger Raum (AChE = Acetylcholinesterase, ChE = Cholinesterase, BChE = Butyrylcholinesterase). Die Befischungen erfolgten mittels Elektrofischerei Mitte Juni 1998. Die Beprobung der PSM-Belastung der Gewässer erfolgte ereignisgesteuert mittels automatisierter Probennehmer. Dargestellt sind die Mittelwerte aus Einzelmessungen an je 9–10 Fischen \pm Standardfehler). Säulen, denen innerhalb eines Diagrammes die gleichen Buchstaben zugeordnet sind, unterschieden sich nicht signifikant voneinander (Hochberg's GT2; $p < 0,05$). Die Füllmuster der Säulen geben an, welche Art von PSM in den Gewässern in einem 7- bis 8-wöchigen Zeitraum vor dem Fang der Fische nachgewiesen wurden.

V-4 Diskussion

V-4.1 Unterschiedliche Empfindlichkeiten von BChE und AChE in vitro

Der Paraoxon-IC₅₀ für AChE betrug bei den untersuchten Stichlingen $9,4 \times 10^{-6}$ M. Dieser Wert ist vergleichbar mit Angaben zur Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*) ($2,0 \times 10^{-5}$ M) und Fettkopf-Elritze (*Pimephales promelas*) ($3,0 \times 10^{-6}$ M; JOHNSON & WALLACE, 1987). Der Paraoxon-IC₅₀ für Stichlings-BChE lag mit $6,9 \times 10^{-9}$ M im oberen Bereich im Vergleich zu anderen Literaturangaben, die von umgerechnet 1×10^{-10} M (Roter Schnapper, *Lutjanus campechanus*; MAGNOTTI et al., 1994) bis 1×10^{-8} M (Florida-Gabelmakrele, *Trachinotus carolinus*; MAGNOTTI et al., 1994) reichen. In den Versuchen wurde eine erheblich höhere Empfindlichkeit von Stichlings-BChE gegenüber Dichlorvos und Paraoxon im Vergleich zu AChE festgestellt. Dies läßt vermuten, daß nach einer Exposition von Stichlingen gegenüber OPs zunächst die gesamte vorhandene Menge an BChE gehemmt wird, bevor eine Hemmung von AChE eintritt.

Jedoch können verschiedene physiologische Variablen die toxische Wirkung von OPs beeinflussen. Von der Empfindlichkeit von ChEs in vitro kann daher nicht unbedingt auf die physiologische Empfindlichkeit des lebenden Organismus geschlossen werden. Die toxische Wirkung von Phosphorothiolat-Verbindungen wie Parathion muß durch Bildung ihrer Oxon-Analoga in der Leber durch P-450-Cytochrome aktiviert werden (BOONE & CHAMBERS, 1997). Auf der anderen Seite können OPs durch P-450-Cytochrome, Organophosphorsäure-Anhydrasen (A-Esterasen) und Aliesterasen (auch Carboxylesterasen genannt) entgiftet werden (BOONE & CHAMBERS, 1997; LANDIS, 1991; STRAUS & CHAMBERS, 1995).

Dennoch kann angenommen werden, daß sich die festgestellten unterschiedlichen Empfindlichkeiten von BChE und AChE im lebenden Fisch in einer unterschiedlich starken Hemmung der beiden Esterasen widerspiegeln, wenn in den Körper aufgenommene OPs durch die oben genannten Enzyme aktiviert werden und das Muskelgewebe erreichen.

Die physiologische Funktion von BChE ist nicht bekannt. Es wurde vermutet, daß eine Funktion von BChE bei höheren Vertebraten in dem Schutz der AChE vor Anti-ChE-Toxinen liegt (MASSOULIÉ et al., 1993; AMITAI et al., 1998). Die wesentlich höhere BChE-Empfindlichkeit bei den bislang systematisch untersuchten Fischarten (STURM et al., 1999 a; dieses Teilprojekt) deutet auf eine ähnliche Schutzfunktion von BChE in Fischen hin.

V-4.2 Vergleich der ChE-Aktivitäten mit der OP-Belastung der Gewässer

Der Mechanismus der Hemmung von ChEs durch OPs besteht in einer irreversiblen Phosphorylierung des Enzyms, wodurch dieses deaktiviert wird (USDIN, 1970). Eine Wiedererholung der ChE kann nur über de-novo-Synthese erfolgen und benötigt bei Fischen mehrere Wochen (WEISS, 1959; STRAUS & CHAMBERS, 1995, DA SILVA et al., 1993). Am Koboldkärpfling (*Gambusia affinis*) wurde festgestellt, daß nach einer auf eine Exposition mit dem OP Chlorpyrifos folgende 60-tägige Erholungszeit noch 80 % der Aktivität von AChE gehemmt war (CARR et al., 1997). Es muß daher angenommen werden, daß die ChE-Aktivitäten in Stichlingen einen Zeiger für die OP-Belastung eines zurückliegenden Zeitraumes von mehreren Wochen darstellen.

Die Aktivität von AChE aus Gehirn und Muskel zeigten keinen signifikanten Zusammenhang mit der Belastung der Untersuchungsgewässer. Im Gegensatz dazu war die BChE-Aktivität in den Gewässern mit OP-Nachweis in einem Zeitraum von mehreren Wochen vor dem Fang der Fische sehr stark erniedrigt. Dies läßt vermuten, daß die festgestellte BChE-Erniedrigung auf einer Hemmung durch die

nachgewiesenen Kontaminationen mit Parathion-ethyl beruhte. Es kann gefolgert werden, daß auch geringe Konzentrationen von Parathion-ethyl von weniger als $1 \mu\text{g/l}$, wie im beschriebenen Projekt nachgewiesen, selbst bei kurzzeitiger Kontamination in Fließgewässern als bioverfügbar eingestuft werden müssen.

Tendenziell war die Aktivität der BChE nicht nur in den OP-belasteten Gewässern, sondern auch in denjenigen Gewässern erniedrigt, in denen lediglich Herbizide und Fungizide, nicht aber OPs gefunden wurden. Als Erklärung hierfür kommen OP-Kontaminationen unterhalb der Nachweisgrenze ($0,05 \mu\text{g/l}$) sowie Kontaminationen mit nicht untersuchten OPs (z. B. Demeton-S-Methyl) oder Carbamaten (z. B. Pirimicarb) in Frage, die durch die LWK HANNOVER (1999) neben Parathion für die Anwendung in Getreide- und Rübenkulturen empfohlen wurden. In zukünftigen Arbeiten sollte daher das zu analysierende Stoffspektrum um weitere der im Gewässer zu erwartenden Anti-ChEs erweitert werden.

Da die physiologische Funktion von BChE nicht bekannt ist, kann aus der stark erniedrigten BChE-Aktivität in Fischen aus den OP-belasteten Gewässern nicht auf eine physiologische Relevanz der Enzymhemmung geschlossen werden. Die Ergebnisse zeigen jedoch, daß auch niedrige Konzentrationen von OPs trotz ihrer geringen Wasserlöslichkeit das Stoffwechselsystem der im Gewässer lebenden Organismen erreichen. Ein Vergleich der Ergebnisse mit der belastungsbezogenen Charakterisierung der Gewässerzönosen in Teilprojekt IV zeigt auffällige Parallelen zwischen dem SR-Index der Gewässer und der Aktivität der BChE in Stichlingen. So wiesen diejenigen Gewässer, in denen OPs nachgewiesen wurden, sowohl die niedrigsten BChE-Werte als auch die niedrigsten Abundanzanteile physiologisch empfindlicher Arten unter den untersuchten Gewässern auf. Die beiden unbelasteten Gewässer mit der höchsten BChE-Aktivität wiesen hingegen die vergleichsweise größten Abundanzanteile empfindlicher Arten auf. Gleiches gilt für die entsprechenden SR-Indexwerte. Die Ergebnisse beider Teilprojekte deuten damit auf die ökologische Relevanz der nachgewiesenen PSM-Belastungen hin.

V-5 Schlußfolgerungen aus Abschnitt V

- Butyrylcholinesterase (BChE) aus dem Muskelgewebe von *Gasterosteus aculeatus* weist in vitro eine mehr als 1000-fach höhere Empfindlichkeit gegenüber Organophosphaten (OPs) auf als vergleichbare AChE.
- Die BChE-Aktivität in Muskelgewebe aus Dreistachligen Stichlingen kann in Fließgewässern durch kurzzeitige Kontaminationen subletaler Konzentrationen von Parathion-ethyl stark gehemmt werden.
- Aufgrund ihrer nachgewiesenen hemmenden Wirkung auf die Aktivität von Stichlings-BChE müssen auch kurzzeitige Kontaminationen mit subletalen Konzentrationen von Parathion-ethyl ($< 1 \mu\text{g/l}$) in Fließgewässern als bioverfügbar angesehen werden.
- Die Ergebnisse stehen im Einklang mit Veränderungen in der Artenzusammensetzung von Makroinvertebraten, die im Rahmen des Teilprojektes IV in den parathionbelasteten Gewässern nachgewiesen wurden.

VI Auswirkungen kurzzeitiger Parathion-Belastungen auf Cholinesterasen des Dreistachligen Stichlings

*In diesem Abschnitt wird ein Laborversuch zu den Auswirkungen kurzzeitiger Parathion-Kontaminationen auf die unterschiedlichen Cholinesterasen des Dreistachligen Stichlings (*Gasterosteus aculeatus* L.) beschrieben. Es wird gezeigt, daß bereits Konzentrationen unter 1 µg/l eine Hemmung von Butyryl-Cholinesterasen bewirken können.*

VI-1 Einleitung

Die toxische Wirkung von Organophosphaten (OPs) beruht auf einer irreversiblen Hemmung des Enzyms Acetylcholinesterase (AChE, EC 3.1.1.7). Eine Erholung des Organismus kann daher allein über de-novo-Synthese erfolgen, die bei Fischen meist mehrere Wochen dauert (WEISS, 1959; STRAUS & CAMBERS, 1995). Weitere Arten von Esterasen, die durch OPs irreversibel gehemmt werden, sind die Butyrylcholinesterase (BChE, EC 3.1.1.8) und die Carboxylesterase (CaE, auch Aliesterase genannt, EC 3.1.1.1).

In Freilanduntersuchungen wurde festgestellt, daß Dreistachlige Stichlinge (*Gasterosteus aculeatus* L.) aus Gewässern, die OP-Belastungen mit einer Konzentration von weniger als 1 µg/l aufwiesen, eine stark erniedrigte Aktivität von BChE, nicht jedoch von AChE aufwiesen (Abschnitt V, S. 63 ff.). In vitro wies die BChE aus Muskelgewebe von Stichlingen eine etwa 1000-fach höhere Empfindlichkeit gegenüber OPs auf als die entsprechende AChE. Es wurde daher vermutet, daß BChE einen wesentlich sensitiveren Biomarker für die Exposition mit OPs darstellt als AChE. Von der spezifischen Empfindlichkeit der einzelnen Esterasen in vitro konnte jedoch nicht uneingeschränkt auf deren Verhalten im lebenden Organismus geschlossen werden. Daher konnte auch ein Zusammenhang zwischen der gemessenen OP-Belastung und der BChE-Erniedrigung bei Fischen im Freiland nicht eindeutig nachgewiesen werden.

Das Ziel des vorliegenden Teilprojektes war, die Effekte des OPs Parathion-ethyl auf die Esterasen des Dreistachligen Stichlings *in vivo* unter kontrollierten Laborbedingungen zu untersuchen. Hierdurch sollte überprüft werden, ob die im Rahmen von Teilprojekt V im Freiland beobachtete Hemmung von BChE bei Stichlingen durch die nachgewiesenen Konzentrationen von Parathion im Wasser hervorgerufen worden sein kann.

Besonderes Gewicht wurde hierbei auf die Bestimmung der Wirkungsgrenze der Inhibition von BChE unter freilandrelevanten Expositionbedingungen gelegt. Die Dauer der Exposition (1 h) und der verwendete Konzentrationsbereich von Parathion-ethyl stellten jene Verhältnisse nach, die in den Untersuchungsgewässern der Teilprojekte IV und V bei Runoff-induzierten Eintragsereignissen beobachtet wurden. Neben der Aktivität von BChE wurden die Aktivitäten von AChE und CaE untersucht.

VI-2 Material und Methoden

VI-2.1 Fang und Hälterung der Fische

Juvenile Dreistachlige Stichlinge (Altersklasse 0+) wurden mittels Elektrofischerei in einem unbelasteten Fließgewässer in der Umgebung von Braunschweig gefangen. Bis zur Durchführung der Experimente wurden die Stichlinge für eine Dauer von 14 Tagen in einem belüfteten 600 l-Aquarium bei konstant $15\text{ °C} \pm 0,5\text{ °C}$ gehältert. Das Aquarium wurde mittels Leuchtstoffröhren ($2 \times 36\text{ W}$ Warmton) mit einer Lichtintensität von 500 Lux beleuchtet. Die Beleuchtungsdauer betrug 10 Stunden täglich. Die Fütterung erfolgte in zwölfstündigem Abstand mit *Chironomus*-Larven aus Laborkultur-Beständen. Die Wassertemperatur, der pH-Wert und die Sauerstoffkonzentration wurden täglich, die Konzentrationen von Ammonium, Nitrit und Nitrat alle zwei Tage gemessen. Täglich wurden etwa 30 % des Wassers durch Frischwasser (Leitungswasser) ersetzt. Die Verwendung von nicht aufbereitetem Leitungswasser war möglich, da dem Leitungswasser der Stadt Braunschweig kein Chlor beigegeben wird.

VI-2.2 Expositionsexperimente

Die gewählte Konzentrationsreihe an Parathion beinhaltete neben dem unbehandelten Kontrollansatz die Konzentrationen $0,01\text{ }\mu\text{g/l}$, $0,1\text{ }\mu\text{g/l}$ und $1,0\text{ }\mu\text{g/l}$. Pro Ansatz wurde eine Gruppe von jeweils sechs Stichlingen für eine Dauer von einer Stunde in 18 l-Aquarien exponiert. In separaten Glasbehältern wurden jeweils 6 l der doppelten Endkonzentration von Parathion angesetzt. Zu Beginn des Experimentes befanden sich in den Expositionsgefäßen 6 l unkontaminiertes Wasser. Nach dem Einsetzen der Fische wurde das Expositionsgefäß mit dem mit der doppelten Konzentration kontaminierten Wasser aus den separaten Gefäßen auf 12 l aufgefüllt. Unmittelbar danach wurde das Wasser vermengt. Die Exposition Gefäße der Kontrollgruppe wurden entsprechend mit unkontaminiertem Wasser aufgefüllt. Nach der Exposition wurden die Stichlinge kurz in unbelastetem Wasser abgespült und in 50 l-Aquarien bei $15\text{ °C} \pm 0,5\text{ °C}$ für zwei Tage gehältert. Während und nach der Exposition wurden keine Anzeichen von vergiftungsbedingten Verhaltensänderungen bei den Fischen beobachtet. Nach der Erholungszeit wurden die Stichlinge gemäß der deutschen Tierschutzgesetzgebung nach vorheriger Betäubung durch Abtrennen des Kopfes getötet. Die zu untersuchenden Gewebe (Kiemen, Leber, Gehirn, Muskelgewebe aus dem Schwanzbereich) wurden sofort entnommen und in eisgekühlte Pufferlösung ($0,1\text{ M}$ Kaliumphosphatpuffer, pH 7,4) in 1,5 ml-Mikrozentrifugenröhrchen überführt. Die Lagerung der Proben bis zur Weiterverarbeitung erfolgte bei -80 °C .

VI-2.3 Biochemische Analysen

Die gefrorenen Gewebeproben wurden auf Eis aufgetaut und mit einer definierten Menge Puffers in einem Potter-Gefäß homogenisiert. Der aus anschließender Zentrifugation des Homogenates (4 °C , $10.000 \times g$, 15 min) gewonnene Überstand wurde als Enzymextrakt verwendet. Die Bestimmung der Enzymaktivitäten und die Inkubationen zur Inhibition der Enzymaktivität (s. u.) wurden pro Gewebeprobe als Triplikate durchgeführt (Raumtemperatur, $22 - 23\text{ °C}$). Die Bestimmung der AChE- und BChE-Aktivitäten (ELLMAN et al., 1961) wurde wie in Abschnitt V beschrieben durchgeführt. Bei der Bestimmung der AChE-Aktivität in Geweben, die auch BChE enthielten, wurde die BChE-Aktivität vor der Messung durch Inkubation in 10^{-5} M iso-OMPA (30 min) inhibiert. Die Messung der CaE-

Aktivität erfolgte wie bei BOONE & CHAMBERS (1997) beschrieben. Die Leber-Homogenate wurden in 50 mM Tris-HCl (0,05 M; pH 7,4; 25 °C) in 96-Fach-Mikrotiterplatten inkubiert. In zusätzlichen Kontrollansätzen wurde die Aktivität der CaE durch Inkubation in 0,01 mM Paraoxon inhibiert, um den Anteil der nicht-enzymatischen Hydrolyse an der Umsetzung des Substrates zu bestimmen. Nach 30-minütiger Präinkubation wurde das Substrat (4-Nitrophenylvalerat) zugegeben (Endkonzentration 0,5 mM). Nach 15 min wurde die Reaktion durch Zugabe von 50 µl einer Lösung aus 20 % Sodiumdodecylphosphat und 5 % Tris-Base abgestoppt. Die bei der Reaktion freigesetzte Konzentration an 4-Nitrophenol wurde durch Messung der Absorption der Mikrotiterplatten-Fächer bei 405 nm bestimmt. Die Proteinkonzentrationen in den Enzymextrakten wurden durch Messung nach der Coomassie-Blue-Methode (STOSCHEK, 1990) bestimmt. Um die in-vitro-Sensitivität der verschiedenen Esterasen zu bestimmen, wurden die Enzymextrakte bei mehreren Konzentrationen von Paraoxon für 30 min bei Raumtemperatur inkubiert. Anschließend wurden die entsprechenden Substrate zugegeben, und die verbliebene Aktivität wurde wie oben beschrieben gemessen.

VI-2.4 Bezugsquellen der verwendeten Chemikalien

Acetylthiocholinjodid (AcSCh), Butyrylthiocholinjodid (BuSCh), Tetraisopropylpyrophosphoramid (iso-OMPA), 4-Nitrophenylvalerat und 5,5'-Dithiobis(2nitrobenzoesäure) wurden von Sigma-Aldrich Chemikalien (Deisenhofen) bezogen. Parathion-ethyl (Parathion) wurde in Form von E 605 forte® von Bayer AG (Leverkusen), Paraoxon-ethyl (Paraoxon) von Dr. Ehrendorfer Chemikalien (Augsburg) bezogen.

VI-2.5 Analyse der Wasserproben auf Parathion

Zu Beginn des einstündigen Expositionsintervalls wurde aus den Expositionsgefäßen Wasser für die Analyse der Parathion-Konzentrationen entnommen und auf Festphasen-Extraktionssäulen (C18 Polar Plus®, Fa. Mallinckrodt Baker, Griesheim) gegeben. Die Analyse der Proben wurde durch das Institut für Chemische Ökotoxikologie, TU Braunschweig, durchgeführt. Die Messung der Pestizidkonzentrationen erfolgte wie in Abschnitt IV beschrieben. Da die Nachweisgrenze 0,01 µg/l betrug, wurden lediglich die Ansätze mit den beiden höchsten Parathion-Konzentrationen (0,1 µg/l und 1 µg/l) analysiert.

VI-2.6 Berechnungen und Statistik

Alle statistischen Tests wurden mit dem Programm SPSS 7.5 für Windows (Statistical Product Service Solutions, Chicago) durchgeführt. Die Esterase-Aktivitäten der einzelnen Parathion-Konzentrationsstufen wurden mit der Varianzanalyse (ANOVA) und anschließenden post-hoc-Tests (Dunnett's Test) verglichen. Zuvor wurden die Meßwerte logarithmiert, um die Homogenität der Varianzen (Levenes Test) zu erreichen.

Aus den Ergebnissen der in-vitro-Inhibitionsversuche wurden die mittleren Inhibitionskonzentrationen (IC₅₀) durch Logit-Analyse (ASHTON, 1972) bestimmt. Die bimolekulare Inhibitionskonstante K_i [M⁻¹/min] wurde analog zu Abschnitt V aus dem IC₅₀ errechnet.

VI-3 Ergebnisse

In den Wasserproben der Nominalkonzentrationen 0,1 µg/l und 1 µg/l wurden 0,07 µg/l bzw. 0,8 µg/l Parathion nachgewiesen. Nach der Exposition und 48-stündiger Erholungsphase wurden die Aktivitäten von AChE und BChE in Gehirn, Leber, Axialmuskulatur und Kiemen bestimmt. In der Leber der Fische aus der Kontrollgruppe war keine Aktivität von AChE nachweisbar. Im Gehirn der Fische wurde keine Aktivität an BChE festgestellt. In den Leberproben wurde zusätzlich zu den Aktivitäten von AChE und BChE die Aktivität von CaE untersucht, da dieses Organ erfahrungsgemäß hohe Konzentrationen von CaE aufweist. Keine der verwendeten Parathion-Konzentrationen beeinflusste die Aktivität von AChE in den untersuchten Geweben (Abbildung VI-1, S. 77).

Die Aktivität von BChE in der Leber und im Muskelgewebe war in den Stichlingen des höchsten Konzentrationsansatzes (1 µg/l) signifikant erniedrigt ($p < 0,001$ bzw. $p < 0,05$). Die Erniedrigung betrug etwa 60 % in der Leber und 30 % im Muskelgewebe. Auch die BChE-Aktivität in den Kiemen war im höchsten Konzentrationsansatz tendenziell niedriger (≈ 30 %), jedoch war dieser Befund nicht signifikant (Abbildung VI-1, S. 77).

In den Ansätzen der niedrigeren Parathion-Konzentrationen wurden keine erniedrigten Aktivitäten von AChE oder BChE festgestellt. Die CaE-Aktivität in der Leber wurde durch keine der verwendeten Konzentrationen verändert (Abbildung VI-2, S. 70).

Tabelle VI-1. In-vitro-Inhibition verschiedener Esterasen im Dreistachligen Stichling (*Gasterosteus aculeatus* L.) durch Paraoxon.

Enzym ^a	Organ	IC ₅₀ ^b [M]	K _i ^c [M ⁻¹ min ⁻¹]
AChE	Gehirn ^d	7,5 (1.9) × 10 ⁻⁶	3.1 × 10 ³
	Axialmuskulatur ^d	9,4 (2.7) × 10 ⁻⁶	2.5 × 10 ³
BChE	Axialmuskulatur ^d	6,7 (2.2) × 10 ⁻⁹	3.4 × 10 ⁶
	Leber	3,0 (1.0) × 10 ⁻⁹	7.7 × 10 ⁶
CaE	Leber	5,6 (2.4) × 10 ⁻⁷	4.1 × 10 ⁷

^a AChE: Acetylcholinesterase (EC 3.1.1.7); BChE: Butyrylcholinesterase (EC 3.1.1.8); CaE: Carboxylesterase (EC 3.1.1.1).

^b Mittlere Inhibitions-Konzentrationen mit dem Standardfehler in Klammern.

^c Bimolekulare Inhibitionskonstante

^d STURM et al., (2000).

Die in-vitro-Empfindlichkeiten der Esterasen AChE, BChE und CaE gegenüber Paraoxon sind in Tabelle VI-1 dargestellt. AChE aus Gehirn und Muskulatur war mehr als drei Größenordnungen weniger sensitiv als BChE aus Muskulatur oder Leber, wie aus den höheren IC₅₀-Werten bzw. niedrigeren K_i-Werten von AChE im Vergleich zu BChE zu ersehen ist. Die Sensitivität der einzelnen Esterasen unterschied sich nicht deutlich zwischen den untersuchten Organen. ChE in der Leber war 13–17-fach empfindlicher gegenüber Paraoxon als AChE aus dem Gehirn oder dem Muskelgewebe der Fische.

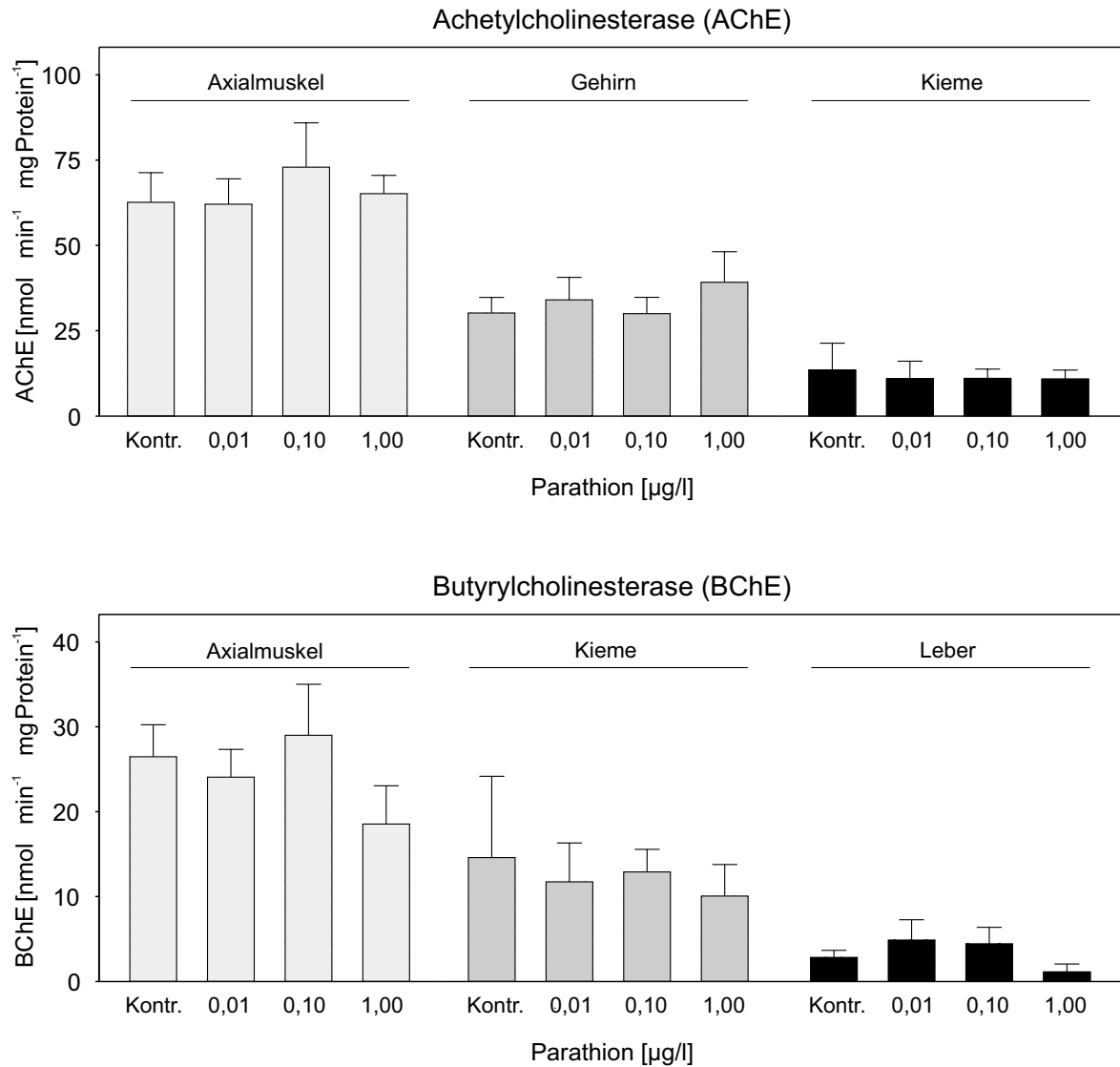


Abbildung VI-1. Aktivitäten von Acetylcholinesterase (AChE, oben) und Butyrylcholinesterase (BChE, unten) in unterschiedlichen Körpergeweben des Dreistachligen Stichlings (*Gasterosteus aculeatus* L.) nach kurzzeitiger Exposition (1 h) mit Parathion und anschließender Erholung (48 h). Die Säulen repräsentieren Mittelwerte \pm Standardabweichung aus den Enzymaktivitäten von je sechs Fischen. Die aufgeführten Parathion-Konzentrationen stellen Nominalkonzentrationen dar. Die tatsächlich gemessenen Konzentrationen lagen jeweils etwa 20 % unter diesen Werten. * Aktivität signifikant geringer als in der entsprechenden Kontrollgruppe ($p < 0,05$).

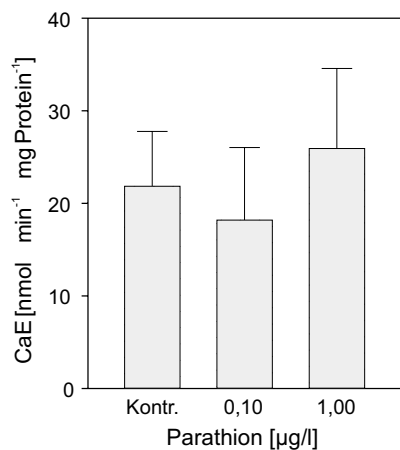


Abbildung VI-2. Aktivität von Carboxylesterase (CaE) in der Leber des Dreistachligen Stichlings (*Gasterosteus aculeatus* L.) nach kurzzeitiger Exposition (1 h) mit Parathion und anschließender Erholung (48 h). Die Säulen repräsentieren Mittelwerte \pm Standardabweichung aus den Enzymaktivitäten von je fünf Fischen. Die Ansätze unterschieden sich nicht signifikant von der Kontrollgruppe ($p > 0,05$).

VI-4 Diskussion

VI-4.1 Unterschiede in der Empfindlichkeit der verschiedenen Gewebe

Durch die einstündige Exposition von Stichlingen gegenüber $1 \mu\text{g/L}$ Parathion wurde eine signifikante Erniedrigung der Aktivität von BChE in Muskel und Leber sowie eine nicht signifikante Erniedrigung der Aktivität in den Kiemen ($\approx 30 \%$) hervorgerufen. Die Erniedrigung in der Leber ($\approx 60 \%$) war hierbei ausgeprägter als diejenige im Muskel ($\approx 30 \%$).

Phosphorothionat-OPs, zu denen auch Parathion gehört, sind in ihrer Ausgangsform keine starken ChE-Inhibitoren und entfalten ihre hemmende Wirkung erst durch ihre Umwandlung in ihre analogen Oxon-Formen. Diese Aktivierung wird in der Leber durch P-450-Cytochrome bewirkt (BOONE & CHAMBERS, 1997), die in der Leber in hohen Konzentrationen vorliegen, in Muskel und Kiemen aber fehlen oder nur in sehr geringen Konzentrationen vorhanden sind (LINDSTRÖM-SEPPÄ et al., 1981).

Die festgestellte höhere prozentuale BChE-Inhibition in der Leber im Vergleich zu derjenigen in Muskelgewebe und Kiemen erklärt sich daher möglicherweise aus einer höheren Paraoxon-Konzentration in der Leber, die durch die verstärkte Aktivierung von Parathion in diesem Organ hervorgerufen wurde.

VI-4.2 Vergleich der Ergebnisse mit den im Freiland gemessenen ChE-Aktivitäten

Unter den Expositionsbedingungen des vorliegenden Berichtes (1 h) liegt die Grenzkonzentration der Hemmung von BChE durch Parathion zwischen $0,07 \mu\text{g/l}$ und $0,8 \mu\text{g/l}$ in Leber und Muskelgewebe und über $0,8 \mu\text{g/l}$ in den Kiemen. Dies stützt die in Abschnitt V aufgestellte Hypothese, daß BChE in Stichlingen unter Freilandbedingungen bereits bei kurzzeitiger Exposition mit OPs in geringen Konzentrationen gehemmt werden kann.

Die bei den beschriebenen Freilanduntersuchungen in gefangenen Stichlingen festgestellte Hemmung der BChE-Aktivität war jedoch mit 85% erheblich größer als die nach experimenteller Exposition im vorliegenden Laborversuch gemessene ($\approx 30 \%$), obwohl die im Freiland festgestellten Konzentrationen (maximal $0,3 \mu\text{g/l}$) niedriger waren als die niedrigste im Laborversuch eingesetzte Konzentration, bei der Effekte festgestellt wurden.

Mehrere Einflußfaktoren kommen als Erklärung für diesen Befund in Betracht. Die im Laborversuch gewählte Expositionsdauer (1 h) stellte die durchschnittliche vermutete Dauer des Auftretens von Maximalkonzentrationen an Insektiziden während Runoff-Ereignissen im Gewässer dar (LIESS et al. 1999 a). Das Abschätzen der Expositionsdauer allein aus der Dauer des Auftretens der Maximalkonzentration unterschätzt jedoch möglicherweise die toxische Gesamtwirkung der vollständigen Dauer eines Eintragsereignisses, da vor und nach dem Auftreten der Maximalkonzentration noch geringere Konzentrationen der entsprechenden Wirkstoffe im Wasser vorliegen können. Auch der Fraß von bereits kontaminierten Nahrungstieren könnte die tatsächliche Exposition der Stichlinge erhöht haben.

Weiterhin ist anzunehmen, daß selbst die im Rahmen der Freilanduntersuchungen angewendete ereignisgesteuerte Messung von OP-Belastungen lediglich einen geringeren Anteil der tatsächlich vorhandenen Belastung nachzuweisen vermag als eine direkte Wasserprobennahme im Laborversuch. Die in Abschnitt IV angegebenen Parathion-Konzentrationen können daher bereits die tatsächlich aufgetretenen Maximalkonzentrationen erheblich unterschätzen (vgl. Kapitel IV-4.1.1).

Schließlich kommt das unterschiedliche Alter der bei den Freilanduntersuchungen bzw. im Laborversuch verwendeten Stichlinge als Erklärung für die festgestellten Unterschiede der BChE-Sensitivität zwischen Freiland und Labor in Frage. Im Laborversuch wurden juvenile Fische eingesetzt, da allein die Entnahme der benötigten Anzahl von *juvenilen* Stichlingen aus dem Gewässer aufgrund der höheren Abundanz von Jungfischen im Vergleich zu adulten Tieren ökologisch vertretbar erschien. Verschiedene biochemische Faktoren, wie etwa Cytochrom-P-450 enthaltende Enzymsysteme und „Schutzesterasen“ beeinflussen die toxische Wirkung von OPs (BOONE & CHAMBERS, 1997). Es ist möglich, daß sich diese Faktoren innerhalb der Lebensspanne von Stichlingen erheblich verändern, so daß verschiedenen Altersstufen von Stichlingen unterschiedliche Empfindlichkeiten gegenüber OPs aufweisen könnten.

VI-4.3 Eignung der verschiedenen Cholinesterasen als Biomarker

Die BChE von juvenilen, im Labor gehälterten Stichlingen war in vitro mehr als 1000-fach empfindlicher gegenüber Paraoxon als die entsprechende AChE. Dies deckt sich mit den Meßergebnissen an im Freiland gefangenen adulten Stichlingen (Abschnitt V). Die Empfindlichkeit von CaE war 13–17-fach höher als diejenige von AChE. Die niedrigere in-vitro-Sensitivität von AChE und CaE im Vergleich zu BChE läßt vermuten, daß auch für eine Hemmung von AChE und CaE in lebenden Stichlingen wesentlich höhere Konzentrationen von Parathion nötig sind als für eine Hemmung von BChE.

Da die Aktivitäten von AChE und CaE unter den gewählten Expositionsbedingungen nicht von den Parathionkontaminationen beeinflußt wurden, kann aus den vorliegenden Ergebnissen keine Aussage zu den Empfindlichkeiten von Stichlings-AChE und -CaE *in vivo* abgeleitet werden. Arbeiten anderer Autoren zeigen indes, daß für die Inhibition von AChE und CaE in Fischen bei kurzzeitiger Exposition relativ hohe OP-Konzentrationen vonnöten sind. WEISS (1959) untersuchte die Erholungsdauer der AChE-Aktivitäten nach Exposition mehrerer Fischarten gegenüber 1 mg/l Parathion (1,5 Stunden). Nach 48-stündiger Erholung war die AChE-Aktivität im Gehirn von Forellenbarschen (*Micropterus salmoides*) um 80 % niedriger als diejenige von Fischen aus der Kontrollgruppe, während die Aktivitäten beim Blauen Sonnenbarsch (*Lepomis macrochirus*), bei einer leuciscinen Cyprinidenart (golden shiner, *Notemigonus crysoleucas*) und beim Goldfisch (*Carassius auratus*) um 50 %, 60 % bzw. 50 % unterhalb der Aktivitäten in den Kontrollgruppen lagen. Ähnliches zeigte sich in einer Studie am Katzenwels (*Ictalurus punctatus*) (STRAUS & CHAMBERS, 1995): Nach 4-stündiger Exposition gegenüber 1,25 mg/l Parathion lag die relative Hemmung von AChE in verschiedenen Geweben bei 90 % und die Hemmung von CaE in der Leber bei 68 %. Diese Ergebnisse verdeutlichen, daß die Messung von AChE in Fischen für das Monitoring von OPs weniger geeignet ist, wenn lediglich eine kurze Expositionsdauer (Stunden) zu erwarten ist. Für derartige Expositionsszenarien stellt BChE einen geeigneteren Biomarker dar.

VI-4.4 Grenzen der Anwendbarkeit von BChE als Biomarker und weiterer Forschungsbedarf

Die im vorliegenden Teilprojekt verwendeten Parathion-Konzentrationen lagen nahe der unteren Grenze des Wirkungsbereiches. Die Anwendung höherer Konzentrationen hätte eine verstärkte toxische Reaktion und möglicherweise ein damit verbundenes größeres Leiden der Fische vor deren Tötung bedeutet. Dies sollte aus ethischen Gründen nach Möglichkeit vermieden werden. Auch zielte die den Versuchen zugrundeliegende Fragestellung vor allem auf die untere Wirkschwelle von Parathion

auf BChE ab, da die Ursachen der in Abschnitt V festgestellten Erniedrigungen von BChE bei niedrigen OP-Konzentrationen unter kontrollierten Bedingungen überprüft werden sollten. Auf den Einsatz höherer OP-Konzentrationen wurde daher im Laborversuch verzichtet.

Da das Verhalten der BChE gegenüber *höheren* Parathion-Konzentrationen nicht bekannt ist, sind weitere Arbeiten zur entsprechenden Dosis-Wirkungsbeziehung nötig, bevor BChE als quantitativer Biomarker für OP-Belastungen Verwendung finden könnte. Die im Freiland beobachteten zeitlichen Kontaminationsmuster lassen jedoch lediglich eine Verwendung von BChE als qualitativer oder höchstens semiquantitativer Biomarker zu, da es kaum möglich erscheint, aus einer gemessenen BChE-Aktivität in einem Organismus auf die Konzentration, die Dauer und die Häufigkeit von zurückliegenden Kontaminationen des Lebensraumes zu schließen. So könnte eine Abfolge von Kontaminationen geringer Konzentration eine ähnlich hohe Inhibition hervorrufen wie eine einzelne höher konzentrierte Kontamination.

Berücksichtigt man die Schwierigkeiten, die sich bei der Detektion von niedrig konzentrierten OP-Belastungen in Fließgewässern ergeben (siehe Abschnitt IV), stellt jedoch bereits die Verwendung von Stichlings-BChE als *qualitativer* Biomarker für zurückliegende OP-Kontaminationen ein nützliches Hilfsmittel dar. So kann die Messung von BChE beispielsweise dann eingesetzt werden, wenn Veränderungen in der Zusammensetzung von Gewässerzönosen auf den Einfluß toxischer Xenobiotika hindeuten und die hierfür verantwortlichen Toxine identifiziert werden sollen.

VI-5 Schlußfolgerungen aus Abschnitt VI

- Selbst bei kurzzeitiger Exposition kann die Butyrylcholinesterase (BChE) im Muskelgewebe von Stichlingen durch Parathion in Konzentrationen zwischen 0,1 µg/l und 1 µg/l inhibiert werden.
- Die wesentlich größere Empfindlichkeit von BChE gegenüber Parathion im Vergleich zu Acetylcholinesterase (AChE) und Carboxylesterase (CaE) ist sowohl *in vitro* als auch *in vivo* zu beobachten.
- Sollen kurzzeitige OP-Kontaminationen geringer Konzentration im Gewässer nachgewiesen werden, stellt BChE einen geeigneteren Biomarker dar als AChE oder CaE.
- Die Ergebnisse stützen die Vermutung, daß die in Abschnitt V beschriebenen Inhibitionen von BChE in Stichlingen auf die nachgewiesene Gewässerbelastung mit geringen Parathion-Konzentrationen (< 1 µg/l) zurückzuführen sind. Damit wird auch die These gestützt, daß die Zönosen-Veränderungen in den Untersuchungsgewässern in starkem Maße auf der PSM-Belastung beruhen.
- Die unterschiedlich starken BChE-Hemmungen im Labor und im Freiland legen nahe, daß die tatsächliche Belastung der Untersuchungsgewässer über der gemessenen Belastung lag.

VII Zusammenfassung und Bewertung der Ergebnisse der Teilprojekte

VII-1.1 PSM-Belastung von Agrarfließgewässern

Im Rahmen des Projektes wurden insgesamt 14 kleine Fließgewässer untersucht, 13 davon lagen in landwirtschaftlich geprägtem Umland. 11 der Gewässer zeigten zumindest in einem der beiden Untersuchungsjahre 1998 / 1999 im Anwendungszeitraum von Pflanzenschutzmitteln (PSM) eine nachweisbare Belastung mit PSM-Wirkstoffen (siehe Kapitel IV-3.1). Die Belastungen waren hinsichtlich ihres zeitlichen Musters und ihrer stofflichen Zusammensetzung komplex: An den meisten Gewässern traten mehrere Kontaminationsereignisse pro Jahr auf, und oft wurden bereits im Zuge eines einzigen Ereignisses mehrere verschiedene Wirkstoffe eingetragen (siehe Kapitel IV-3.1.2). Da die Auswahl der untersuchten Gewässer als repräsentativ für die Kategorie „Agrarfließgewässer“ angesehen werden kann, lassen sich die Ergebnisse zu der Aussage verallgemeinern, daß ein Großteil der kleinen Fließgewässer in landwirtschaftlich geprägten Räumen Deutschlands regelmäßig Einträge von PSM erfährt. Zu ähnlichen Ergebnissen für den westdeutschen Raum war bereits die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) im Rahmen einer umfangreichen Auswertung von Meßdaten staatlicher Stellen (LUA Nordrhein-Westfalen, 1999) gelangt (siehe Kapitel IV-4.1).

Die im Rahmen des vorliegenden Projektes nachgewiesene Belastung bestand aus Wirkstoffen, die sämtlich in im Umfeld der Untersuchungsgewässer angebauten Feldfrucht-Kulturen eingesetzt werden. Die Untersuchung der PSM-Belastung erfolgte durch ereignisgesteuerte Probennahme, die gezielt Runoff-induzierte Einträge erfaßt (siehe Kapitel IV-2.2). Aus diesen Gründen können die nachgewiesenen PSM-Belastungen mit großer Wahrscheinlichkeit auf einen niederschlagsbedingten Abtrag von landwirtschaftlichen Flächen zurückgeführt werden. Die Ergebnisse unterstreichen damit die Bedeutung, die dem Anteil von diffusen Quellen an der stofflichen Belastung von Oberflächengewässern zukommt (vgl. COOPER, 1993; BEHREND & BACHOR, 1998; YODER & RANKIN, 1998).

VII-1.2 Reaktionen der Gewässerzönose auf die PSM-Belastung

Im Rahmen des vorliegenden Projektes wurden in Wasserproben PSM-Rückstände nur in solchen Konzentrationen nachgewiesen, die unter den im Labor bestimmten akuten Letalitätskonzentrationen von Makroinvertebraten lagen (siehe Kapitel IV-4.1.1). Dies spiegelte sich in den Eigenschaften des zeitlichen Verlaufes der Gewässerbesiedelung mit Makroinvertebraten im Untersuchungszeitraum wider: Bei keiner der erfaßten Arten wurden Abundanzveränderungen beobachtet, die auf konkrete Kontaminationsereignisse zurückzuführen gewesen wären (siehe Kapitel IV-4.2.1). Akute Letal-Reaktionen der Zönose auf kurzzeitige PSM-Kontaminationen im gefundenen Konzentrationsbereich scheinen daher in Fließgewässern in der Regel nicht aufzutreten.

Jedoch bestanden Unterschiede in der Zönosenzusammensetzung zwischen mit PSM belasteten und unbelasteten Gewässern, die sich als chronische Effekte der PSM-Belastung auf die Invertebratengemeinschaft deuten lassen. Zum einen wurde in den belasteten Gewässern eine geringere Anzahl von Arten, die gegenüber organischen Verbindungen physiologisch besonders empfindlich sind, festgestellt. Zum anderen wiesen die belasteten Gewässer einen verminderten Abundanz-Anteil von Arten mit einer längeren Generationsdauer auf (siehe Kapitel IV-4.2). Dieser Befund kommt einem

Artenschwund in den belasteten Gewässern gleich. Betroffen sind hiervon insbesondere Arten der Ordnungen Ephemeroptera, Odonata, Plecoptera, Trichoptera und Diptera. Jedoch ließen sich aufgrund der eingeschränkten Datenbasis keine „Zeigerarten“ herausarbeiten.

Die relative Abundanz der semivoltinen sowie der physiologisch empfindlichen Invertebraten-Arten und der aus den ökotoxikologisch relevanten Eigenschaften der Arten abgeleitete Sensitivity-Recovery-Index (SR-Index) wiesen darüberhinaus einen statistischen Zusammenhang mit der Höhe der PSM-Belastung auf: Je höher die mithilfe des TU_{sum} -Konzeptes toxikologisch gewichtete PSM-Belastung der Gewässer im untersuchten Zeitraum war, desto geringer war die anteilige Abundanz der semivoltinen und der empfindlichen Arten, und desto größer war der Wert des SR-Index (siehe Kapitel IV-3.4.4).

Neben den PSM beeinflussten mit der Nährstoffbelastung und der Strukturgüte der Gewässersohle erwartungsgemäß auch weitere Faktoren den SR-Index der Gewässer. Ein statistischer Vergleich war aufgrund der komplexen Zusammenhänge der Einflußfaktoren untereinander schwierig, jedoch erwies sich die Höhe der PSM-Belastung eindeutig als stärkster Einflußfaktor auf den SR-Index (siehe Kapitel IV-4.4 und Abbildung IV-1, S. 83).

Werden kleine Fließgewässer mehr oder weniger regelmäßig (mehrmals im Jahr) mit PSM kontaminiert, besteht demnach bereits bei verhältnismäßig geringen eingetragenen Wirkstoff-Konzentrationen eine Dosis-Wirkungs-Beziehung zwischen der PSM-Belastung und ihren toxischen Effekten auf die Gewässerzönose.

Da die Zönosen-Veränderungen, ausgedrückt durch den SR-Index, innerhalb der Gewässer eine relativ große Konstanz über einen längeren Zeitraum (Jahre) zeigen (siehe Kapitel IV-3.4), ist anzunehmen, daß sich unter dem Einfluß von regelmäßiger Belastung mit PSM eine stabile „Ersatz-Gemeinschaft“ herausbilden kann, die hauptsächlich aus gegenüber der Belastung toleranten Arten besteht. Dieses Phänomen ist unter dem Namen PICT (pollution-induced community tolerance) bereits aus Mikrokosmosversuchen an Schnecken nach Kontamination mit Tributylzinn bekannt (DAHL & BLANK, 1996).

Wie bereits in Kapitel IV-4.2.2 ausgeführt, sind Auswirkungen von vergleichbar geringen PSM-Konzentrationen auf aquatische Organismen im Freiland bislang nicht beschrieben. Doch zeigen die Ergebnisse der Untersuchungen an Stichlingen aus den Untersuchungsgewässern, daß bereits sehr niedrige Wirkstoffmengen Veränderungen auf enzymatischer Ebene hervorzurufen vermögen (siehe Kapitel V-4.2). Es erscheint daher möglich, daß geringe Konzentrationen von PSM-Wirkstoffen toxische Effekte auf das enzymatische oder hormonelle System von sensitiven Makroinvertebraten haben, denen eine Veränderung von ökologisch relevanten Faktoren wie der Fortpflanzungsfähigkeit oder der Immunabwehr nachfolgen können. Ein vergleichbares Beispiel ist durch die endokrine Wirkung von Tributylzinn (TBT) gegeben: Obwohl der akute LC50 von TBT für die meisten Makroinvertebraten in einem Bereich von mehreren $\mu\text{g/l}$ liegt, beeinflussen selbst geringste Konzentrationen in entscheidendem Maße das hormonelle System von marinen Schnecken (*Nucella lapillus*, Prosobranchia), so daß bereits ab einer Konzentration von $< 1 \text{ ng/l}$ eine Vermännlichung von weiblichen Versuchstieren (Pseudohermaphroditismus) mit nachfolgender Unfruchtbarkeit beobachtet wurde (HARDY, 2000).

Um genauere Erkenntnisse über die Wirkungsweisen von PSM-Belastungen mit den beschriebenen Charakteristika zu erhalten, müssen weitere Untersuchungen im Freiland auf suborganismischer Ebene erfolgen: Einen entsprechenden Ansatzpunkt könnten die Messung der Aktivität von Entgiftungsenzymen (z. B. P-450-Cytochrome, siehe Kapitel III-4.1) in Makroinvertebraten nach Kontaminationsereignissen darstellen.

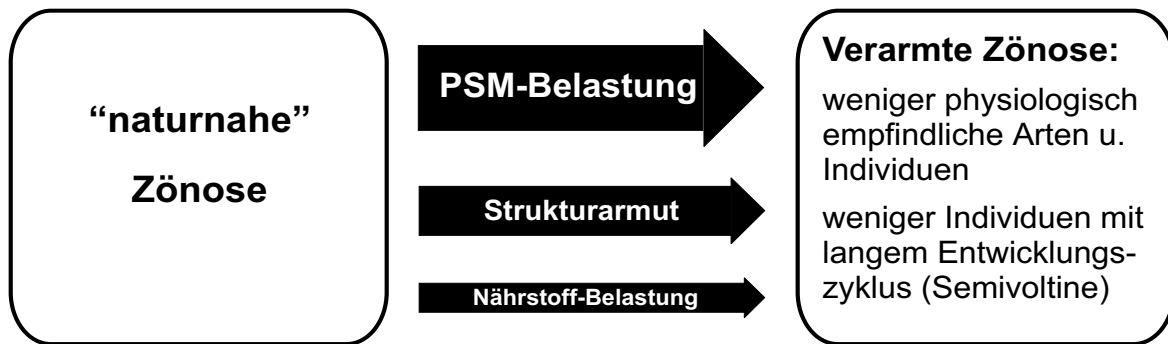


Abbildung VII-1. Veränderung der Makroinvertebraten-Zönose kleiner Tiefland-Fließgewässer durch Belastung mit Pflanzenschutzmitteln (PSM-Belastung), Strukturarmut und Nährstoffbelastung. Die Dicke der einzelnen Einfluß-Pfeile richtet sich nach der Stärke der linearen Zusammenhänge zwischen die Einflußfaktoren repräsentierenden Variablen und dem Sensitivity-Recovery-Index der untersuchten Gewässer. Die Variablen und die Bestimmtheitsmaße der Korrelationen sind im Einzelnen: PSM-Belastung: PSM-Gesamttoxizität ($R^2 = 0,86$). Strukturarmut: Substratdiversität der Gewässersohle und Laufentwicklung des Gewässers ($R^2 = 0,44$ bzw. $R^2 = 0,34$). Nährstoffbelastung: mittlerer Nitratgehalt des Wassers ($R^2 = 0,29$). Die Bezeichnung „naturnah“ ist in Anführungsstriche gesetzt, da auch nicht mit PSM belastete Fließgewässer meist anthropogen beeinflusst sind.

VII-1.3 Bioverfügbarkeit der PSM und Indikatorfunktion von Cholinesterasen

Während die Aktivität von AChE in Stichlingen keine Abhängigkeit von der in den Gewässern gemessenen PSM-Belastung zeigte, war die BChE-Aktivität im Lateral-Muskelgewebe von Stichlingen aus mit geringen Konzentrationen von Parathion (max. $0,3 \mu\text{g/l}$) belasteten Gewässern stark erniedrigt (siehe Kapitel V-3.3). Im Laborversuch konnte gezeigt werden, daß bereits Parathion-Konzentrationen von unter $1 \mu\text{g/l}$ bei einstündiger Kontamination die Aktivität von Stichlings-BChE im Muskelgewebe und in der Leber partiell zu hemmen vermögen (siehe Kapitel VI-3). Die im Freiland gemessene Erniedrigung von BChE kann daher mit großer Wahrscheinlichkeit auf die Parathion-Belastung zurückgeführt werden. Damit ist auch die Bioverfügbarkeit der Parathion-Belastung für die aquatische Gemeinschaft als gegeben anzusehen.

Die Bioverfügbarkeit von in das Gewässer eingetragenen Substanzen hängt in starkem Maße von deren Wasserlöslichkeit ab (FLIEDNER, 1997). Da Parathion zu den eher mäßig wasserlöslichen Substanzen gehört (24mg/l ; HORNSBY et al., 1995), ist davon auszugehen, daß auch ein Großteil der übrigen in den Gewässern nachgewiesenen PSM-Wirkstoffe für die Gemeinschaft verfügbar war.

Da die physiologische Funktion von BChE nicht bekannt ist, kann von den Effekten der Parathion-Belastung auf das Enzymsystem der Stichlinge nicht direkt auf entsprechende Effekte auf Populations-ebene bei Fischen oder Invertebraten geschlossen werden (siehe Kapitel V-4.2). Doch bereits der Nachweis der Bioverfügbarkeit der PSM-Belastung stützt die These, daß die in einem Großteil der Untersuchungsgewässer festgestellten Zönosen-Veränderungen zu einem entscheidenden Teil auf die PSM-Belastung zurückzuführen sind.

Die Messung der BChE-Aktivität in Fischen wird in zukünftigen Untersuchungen einen nützlichen Indikator für OP-Belastungen darstellen, da die ermittelte extreme Sensitivität von BChE bereits kurzzeitige und bis zu mehrere Wochen zurückliegende Kontaminationsereignisse nachzuweisen vermag. Bislang sind keine weiteren Methoden bekannt, die geeignet wären, zurückliegende Kontaminationen mit OPs in geringen Konzentrationen zu ermitteln.

VII-1.4 Ausblick auf die Ableitung von Zielvorgaben

Wie die Ergebnisse der Untersuchungen zeigen, können Fließgewässerzönosen bereits durch relativ geringe Belastungen mit Pflanzenschutzmitteln nachhaltig geschädigt werden. In Kapitel VII-1.2 wurden mögliche Wirkweisen niedriger PSM-Konzentrationen diskutiert. Für die Belange des Gewässer- und Artenschutzes ist indes nicht allein entscheidend, *wie* toxische Substanzen Zönosen schädigen, sondern bereits, *ob* und ab welcher Konzentration sie schädigend wirken. Abschließend soll daher auf die Möglichkeit der Ableitung von Zielvorgaben aus den Daten für die Belastung von Oberflächengewässern mit PSM eingegangen werden.

Zielvorgaben (ZV) sind orientierende Qualitätskriterien in Form konkreter Konzentrationsangaben, bei deren Einhaltung im Gewässer nach heutigem Stand der Erkenntnisse eine Gefährdung der betrachteten Schutzgüter bzw. Nutzungsanforderungen nicht zu erwarten ist (LUA NORDRHEIN-WESTFALEN, 1999). Für das Schutzgut „Aquatische Lebensgemeinschaften“ wurden auf PSM bezogene ZV bereits auf nationaler Ebene durch die LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA, 1997) etabliert. Hierbei wurden allein in Standard-Toxizitätstests an aquatischen Organismen gewonnene NOEC-Werte für die Ableitung der ZV herangezogen.

Leider lassen sich die vom LAWA erarbeiteten ZV nicht mit den Ergebnissen des vorliegenden Projektes vergleichen, da sich diese bis auf zwei Ausnahmen (Parathion-ethyl und Lindan) auf Stoffe beziehen, die in diesem Projekt nicht nachgewiesen oder nicht untersucht wurden. Die grundsätzliche Eignung des ZV-Ansatzes der LAWA für die Gefahrenabschätzung im Freiland wird durch die vorliegenden Ergebnisse jedoch bestätigt: Die Auswirkungen der PSM auf die Gewässerzönosen ließen sich zum Teil mithilfe von aus Laboruntersuchungs-Ergebnissen abgeleiteten Empfindlichkeitsangaben zu den Arten charakterisieren.

Jedoch werden bei der Ableitung von ZV allein aus Labordaten bislang Faktoren wie die Wiederbesiedlungsfähigkeit von Organismen durch Vermehrung und Wanderung vernachlässigt, die sich in dieser Arbeit gleichfalls als relevante Faktoren erwiesen. Dies verdeutlicht die Gefahr, durch die alleinige Nutzung von Labordaten ZV zu erzeugen, die nicht vollständig den ökologischen Gegebenheiten im Freiland entsprechen. Dies kann eine Fehleinschätzung der Ökotoxizität von Substanzen zur Folge haben.

Die ökologische Relevanz von Ergebnissen aus Freilanduntersuchungen kann hingegen als gesichert angesehen werden. Im Freiland gefundene Dosis-Wirkungs-Beziehungen können daher ein zusätzliches sinnvolles Instrument für die Ableitung von ZV darstellen. Ein solcher Ansatz ist die Erstellung von „sediment quality guidelines“ (SQGs) aus im Freiland gewonnenen Sedimentproben (LONG et al., 1995; McDONALD et al., 1996).

Da in Freiland-Ökosystemen meist nicht Belastungen mit einzelnen Substanzen, sondern Belastungen mit komplexen Stoffgemischen vorliegen (STEINBERG et al. 1992), kann zwischen der toxischen Wirkung der einzelnen an den Gemischen beteiligten Substanzen nicht unterschieden werden. Auch die vorliegenden Ergebnisse zeigen, daß die Ableitung von ZV für Einzelsubstanzen in der Regel nicht durchführbar ist. Eine Alternative stellt die Berechnung der Gesamttoxizität (TU_{sum}) aus Standard-Toxizitätstests an *D. magna* (siehe Kapitel IV-2.2.4) dar. Die lineare Abhängigkeit der Gemeinschaftsveränderungen von der TU_{sum} (siehe Kapitel IV-4.2.2) zeigen, daß die TU_{sum} die gesamttoxische Wirkung von PSM-Gemischen wiederzugeben vermag.

Da im vorliegenden Projekt die Gesamttoxizität aus finanziellen und nachweistechnischen Gründen nicht aus der gesamten Anzahl von im Gewässer vorhandenen PSM-Wirkstoffen berechnet wurde, konnte die TU_{sum} hier lediglich dem relativen Vergleich der Gewässer dienen. Eine umfassende Bestimmung der TU_{sum} mithilfe der ereignisgesteuerten Probennahme (siehe Kapitel IV-2.2) erscheint jedoch grundsätzlich machbar. Ein hieraus erwachsendes ZV-Konzept würde gleichsam die Festlegung

einer Obergrenze für die Gesamtheit der PSM-Belastung innerhalb eines festzulegenden Zeitraumes (pro Monat, pro Jahr) zum Ziel haben.

Die einzuhaltende Konzentrationsangabe wäre dort anzusetzen, wo keine Gemeinschaftsveränderungen durch die Belastung mehr nachweisbar sind. Entsprechende Kriterien können hierbei neben einer Reduktion der Artenzahl chronische Gemeinschaftsveränderungen wie die Verschiebung der Abundanzverhältnisse hin zu unempfindlichen Arten (PICT) sein.

Im Einzelfall werden entsprechende Gemeinschaftsveränderungen aus Vergleichen mit Verhältnissen in unbelasteten Referenzgewässern zu ermitteln sein. Ob hierbei der potentiell natürliche (d. i. nicht vom Menschen beeinflusste) Gewässerzustand oder ein solcher Zustand als Referenz gewählt werden sollte, wie er durch gemäßigte landwirtschaftliche Nutzung des Umlandes entsteht, muß Gegenstand weiterer Diskussion sein.

VIII Zusammenfassung

Die aquatischen Zönosen in kleinen Fließgewässern sind durch Einträge von Nähr- und Schwebstoffen sowie Pflanzenschutzmitteln (PSM) aus diffusen Quellen landwirtschaftlichen Ursprungs gefährdet. Behördliche Auflagen zur Anwendung von PSM auf landwirtschaftlichen Flächen richten sich nach Erkenntnissen, die mithilfe von Testsystemen und Simulationen zur Toxizität und Expositionswahrscheinlichkeit ihrer Wirkstoffe („ökologische Risikoabschätzung“) gewonnenen wurden. Da die Übertragbarkeit solcher Testergebnisse auf Verhältnisse im Freiland problematisch ist, sollten zukünftig Erfassungen von Kontaminationseffekten im Freiland in die toxikologische Bewertung von PSM-Wirkstoffen einbezogen werden.

Ziel des Projektes war, Dosis-Wirkungs-Beziehungen zwischen PSM-Belastung und aquatischen Lebensgemeinschaften in kleinen Fließgewässern durch Freilanduntersuchungen zu beschreiben. An 14 Gewässern in Niedersachsen und Brandenburg wurden in den Jahren 1998 und 1999 im Zeitraum der stärksten Anwendung von PSM die PSM-Belastung, die Makroinvertebratenbesiedelung sowie gewässerstrukturelle und chemisch-physikalische Parameter aufgenommen. Die Abhängigkeit der Zönose von der PSM-Belastung wurde u. a. mithilfe eines aus umfangreichen Literaturrecherchen abgeleiteten Rangordnungssystems zur physiologischen Empfindlichkeit von Invertebraten-Taxa beschrieben.

Um die Bioverfügbarkeit der PSM-Belastung für die aquatische Zönose zu bestimmen, wurden Individuen des Dreistachligen Stichlings (*Gasterosteus aculeatus* L.) aus den Untersuchungsgewässern auf eine Hemmung der Aktivität ihrer unterschiedlichen Cholinesterasen (ChEs) in Gehirn und Lateralmuskel durch Belastungen mit Organophosphaten (OPs) untersucht. In zusätzlichen Versuchen im Labor wurde die Empfindlichkeit von Stichlings-ChEs gegenüber OPs (u. a. Parathion) *in vitro* und *in vivo* unter kontrollierten Bedingungen bestimmt.

In Wasserproben aus 11 der 14 Gewässer wurden Belastungen mit PSM verschiedener Wirkstoffe in subletalen Konzentrationen nachgewiesen. Stichlinge aus mit Parathion belasteten Gewässern (max. $0,3 \mu\text{g/l}$) zeigten eine stark herabgesetzte Aktivität von Butyryl-ChE (BChE) im Muskelgewebe. Im Laborversuch wurde gezeigt, daß bereits Parathion-Konzentrationen unter $1 \mu\text{g/l}$ bei sehr kurzzeitiger Exposition (1 h) die BChE-Aktivität in Stichlingen partiell zu hemmen vermögen. Die Literaturauswertung ergab, daß sich Makroinvertebraten-Ordnungen hinsichtlich ihrer relativen Empfindlichkeit gegenüber organischen Toxinen unterscheiden lassen. Aus den Empfindlichkeits-Werten und weiteren Faktoren wurde ein Index zur Beschreibung von Zönosenveränderungen durch Toxine gebildet (Sensitivity-Recovery-Index, SR-Index). In den PSM-belasteten Gewässern wurde eine geringere Artenzahl physiologisch empfindlicher Invertebraten sowie ein geringerer Abundanzanteil von Arten mit einem mehrjährigen Entwicklungszyklus gefunden. Zwischen der Gesamtoxität (TU_{sum}) der in den Gewässern nachgewiesenen PSM und dem Abundanzanteil der empfindlichen Arten sowie dem SR-Index bestanden lineare Zusammenhänge. Neben der PSM-Belastung beeinflussten der Nitrat-Gehalt des Wassers und Gewässerstrukturparameter den SR-Index, wenngleich in geringerem Maße.

Die Ergebnisse zeigten, daß bereits Parathion-Konzentrationen von weniger als $1 \mu\text{g/l}$, wie sie im Freiland typisch sind, bei kurzzeitiger Kontamination eine hohe Bioverfügbarkeit aufweisen. Weiterhin wurde gezeigt, daß auch gering konzentrierte PSM-Belastungen Lebensgemeinschaften in Fließgewässern chronisch verändern können, sofern die Belastung regelmäßig wiederkehrt. Die gefundenen Dosis-Wirkungs-Beziehungen bestätigen, daß es möglich ist, Qualitätsziele und Zielvorgaben aus Freilanduntersuchungen abzuleiten.

IX Literatur

- Amitai, G., D. Moorad, R. Adani & B. P. Doctor, 1998. Inhibition of acetylcholinesterase and butyrylcholinesterase by chlorpyrifos-oxon. *Biochem Pharmacol* 56: 293–299.
- Ashton, W. G., 1972. The Logit Transformation with Special References to its Uses in Bioassay. Griffin, London.
- Aufseß, G., W. Beicht, H. D. Bourquin, E. Hantge, J. Heil, M. J. Müller, H. Opfermann, J. Riemer, R. K. Zahn & K. H. Zimmer, 1989. Untersuchungen zum Austrag von Pflanzenschutzmitteln und Nährstoffen aus Rebflächen des Moseltals. In *Stoffbelastungen der Fließgewässerbiotope*. DVWK, Vol. 88, Parey. Hamburg, Berlin: 1–78.
- Bach, M. & H.-G. Frede, 1997. Gewässerbelastung mit Pflanzenschutzmitteln in Deutschland – Kenntnisstand, Schätzung der Einträge und Minderungsmaßnahmen. In *Institut für Landeskultur*, Vol. Zwischenbericht Dezember 1996, Justus-Liebig-Universität. Gießen, pp. 1–64.
- Bach, M., A. Huber, H.-G. Frede, V. Mohaupt & N. Zullei-Seibert, 2000. Schätzung der Einträge von Pflanzenschutzmitteln aus der Landwirtschaft in die Oberflächengewässer Deutschlands – UBA-Berichte. Umweltbundesamt, Berlin.
- Backhaus, K. E., B.; Plinke, W.; Weiber, R., 1996. *Multivariate Analysemethoden*. 8 ed. Springer, Berlin.
- Baughman, D. S., D. W. Moore & G. I. Scott, 1989. A comparison and evaluation of field and laboratory toxicity tests with fenvalerate on an estuarine crustacean. *Environ Toxicol Chem* 8: 417–429.
- Becker, H. & R. Heitefuss, 1992. Schlußfolgerungen. In: *Beurteilung von Pflanzenschutzmitteln in aquatischen Ökosystemen: Rundgespräche und Kolloquien / Deutsche Forschungsgemeinschaft*, ed. R. Heitefuss, VCH. Weinheim: 169–173.
- Begon, M., J. L. Harper & C. R. Townsend, 1990. *Ecology - Individuals, Populations, Communities*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Behrendt, H. & A. Bachor, 1998. Point and diffuse load of nutrients to the Baltic Sea by river basins of north east Germany (Mecklenburg-Vorpommern). *Water Science and Technology* 38(10): 147–155.
- Bocquené, G., F. Galgani & P. Truquet, 1990. Characterization and assay conditions for use of AChE activity from several marine species in pollution monitoring. *Mar Environ Res* 30: 75–90.
- Boone, J. S. & J. E. Chambers, 1997. Biochemical factors contributing to toxicity differences among chlorpyrifos, parathion, and methyl parathion in mosquitofish (*Gambusia affinis*). *Aquat Toxicol* 39: 333–343.
- Brauckmann, U., 1994. Biologische Indikation und Kartierung des Säurezustandes kleiner Fließgewässer in Baden-Württemberg. *Erweiterte Zusammenfassungen der DGL-Jahrestagung 1993*, Krefeld: 70–76.
- Broderius, S. J., M. D. Kahl & M. D. Hoglund, 1995. Use of joint toxic response to define the primary mode of toxic action for diverse industrial organic chemicals. *Environ Toxicol Chem* 14: 1591–1605.
- Buikema Jr., A. L. & J. R. Voshell Jr., 1993. Toxicity studies using freshwater benthic macroinvertebrates. In: *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*, eds. D. M. Rosenberg & V. H. Resh, Chapman & Hall. New York: 344–398.

- Calow, P., R. M. Sibly & V. Forbes, 1997. Risk assessment on the basis of simplified life-history scenarios. *Environ Toxicol Chem* 16(9): 1983–1989.
- Carr, R. L., L. L. Ho & J. E. Chambers, Selective toxicity of chlorpyrifos to several species of fish during an environmental exposure: Biochemical mechanisms. *Environ Toxicol Chem* 16: 2369–2374.
- Clark, L., J. Gomme & S. Hennings, 1991. Study of pesticides in waters from a chalk catchment, Cambridgeshire. *Pesticide Science* 32: 15–33.
- Cooper, C. M., 1991. Insecticide Concentrations in Ecosystem Components of an Intensively Cultivated Watershed in Mississippi. *J Freshwater Ecol* 6(3): 237–248.
- Cooper, C. M. & W. M. Lipe, 1992. Water quality and agriculture: Mississippi experiences. *Journal of Soil and Water Conservation* 47: 220–223.
- Cooper, C. M., 1993. Biological effects of agriculturally derived surface-water pollutants on aquatic systems – a review. *Journal of Environmental Quality* 22: 402–408.
- Crossland, N. O., 1994. Extrapolating from Mesocosms to the real world. *Toxicology & Ecotoxicology News* 1 (1): 15–22.
- da Silva, H. C., H. S. G. Medina, E. Fanta & M. Bacila, 1993. Sub-lethal effects of the organophosphate folidol 600 (methyl parathion) on *Callichthys callichthys* (Pisces: Teleostei). *Comp Biochem Physiol C* 105: 197–201.
- Dahl, H.-J. & M. Hullen, 1989. Studie über die Möglichkeiten zur Entwicklung eines naturnahen Fließgewässersystems in Niedersachsen (Fließgewässerschutzsystem Niedersachsen). In: *Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen*, Vol. 18, Niedersächsisches Landesverwaltungsamt – Fachbehörde für Naturschutz. Hannover: 5–120.
- Dahl, B. & H. Blanck, 1996. Pollution-induced community tolerance (PICT) in periphyton communities established under tri-n-butyltin (TBT) stress in marine microcosms. *Aquatic Toxicology* 34: 305–325.
- Davies, P. E. & L. S. J. Cook, 1993. Catastrophic macroinvertebrate drift and sublethal effects on Brown Trout, *Salmo trutta*, caused by Cypermethrin spraying on a Tasmanian stream. *Aquatic Toxicology* 27(3–4): 201–224.
- Davies, P. E., L. S. J. Cook & D. Goenarso, 1994. Sublethal responses to pesticides of several species of Australian freshwater fish and crustaceans and rainbow trout. *Environmental Toxicology and Chemistry* 13(8): 1341–1354.
- Deneer, J. W., T. L. Sinnige, W. Seinen & J. L. M. Hermens, 1988. The joint acute toxicity to *Daphnia magna* of industrial organic chemicals at low concentrations. *Aquat Toxicol* 12: 33–38.
- Ellman, G. L., K. D. Courtney, V. Andres & R. M. Featherstone, 1961. A new and rapid colorimetric determination of acetylcholinesterase activity. *Biochem Pharmacol* 7: 88–95.
- Evans, G. P. & J. F. Wallwork, 1988. The WCR fish monitor and other biomonitoring methods. In *Automated biomonitoring*, eds. D. S. Gruber & J. M. Diamond, Ellis Horwood Limited. Chichester: 75–90.
- Exttoxnet, 1996. Pesticide Information Profiles: Esfenvalerate, Cooperative Extension Offices of Cornell University, Michigan State University, Oregon State University, and University of California at Davis.
- Exttoxnet, 1998 a. Pesticide Information Profile: Propiconazole, Cooperative Extension Offices of Cornell University, Michigan State University, Oregon State University, and University of California at Davis.
- Exttoxnet, 1998 b. Pesticide Information Profiles: Esfenvalerate, Cooperative Extension Offices of Cornell University, Michigan State University, Oregon State University, and University of California at Davis.
- Flidner, A., 1997. Ecotoxicity of poorly water-soluble substances. *Chemosphere* 35(1-2): 295–305.

- Friedrich, G., 1990. A Revision of the saprobic system. (in german language). *Zeitschrift für Wasser- und Abwasserforschung* 23: 141–152.
- Friedrich, G. & H. K.-J., 1996. Naturraumspezifische Leitbilder für kleine und mittelgroße Fließgewässer in der freien Landschaft. Materialien 23. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen.
- Friedrich, G., 1998. Gewässerbewertung als Aufgabe beim Schutz der Fließgewässer. *Deutsche Gesellschaft für Limnologie – Tagungsbericht 1997 Band 1*: 101–117.
- Galgani, F., G. Bocquené & Y. Cadiou, 1992. Evidence of variation in cholinesterase activity in fish along a pollution gradient in the North Sea. *Marine Ecol Prog Ser* 13: 77–82.
- Ghadiri, H. & C. W. Rose, 1991. Sorbed chemical transport in overland flow: 1. A nutrient and pesticide enrichment mechanism. *J Environ Qual* 20: 628–634.
- Gray, J. S., 1998. Risk Assessment for Complex Chemical Exposure in Aquatic Systems: The Problem of Estimating Interactive Effects. In *Archives of Toxicology, Supplement* 20: 349–361.
- Grimme, L. H., R. Altenburger, T. Backhaus, W. Bödecker, M. Faust & M. Scholze, 1998. Vorhersagbarkeit und Beurteilung der aquatischen Toxizität von Stoffgemischen – Multiple Kombinationen von unähnlich wirkenden Substanzen in niedrigen Konzentrationen. UFZ-Bericht. Umweltforschungszentrum Leipzig.
- Groenendijk, P., J. W. H. van der Kolk & K. Z. Travis, 1994. Prediction of exposure concentration in surface waters. In *Freshwater field tests for hazard assessment of chemicals*, eds. I. R. Hill, F. Heimbach, P. Leeuwangh & P. Matthiessen, Lewis. Publisher, Boca Raton: 105–125.
- Guerold, F., 2000. Influence of taxonomic determination level on several community indices. *Water Research* 34(2): 487–492.
- Halsband, E., 1975. Einführung in die Elektrofischerei. Schriften der Bundesforschungsanstalt für Fischerei Hamburg Nr. 7. Heenemann, Berlin.
- Hardy, A., 2000. Chemicals Toxic to Aquatic Organisms, McMaster University, Hamilton, USA, Department Of Biology.
- Heckman, C. W., 1982. Pesticide effects on aquatic habitats. *Environmental Science and Technology* 16(1): 48A–57A.
- Hirano, M., 1989. Characteristics of Pyrethroids for Insect Pest Control in Agriculture. *Pesticide Science* 27: 353–360.
- Hoekstra, J. A., M. A. Vaal, J. Notenboom & W. Slooff, 1994. Variation in the Sensitivity of Aquatic Species to Toxicants. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 53: 98–105.
- Hogg, I. D. & R. H. Norris, 1991. Effects of runoff from land clearing and urban development on the distribution and abundance of macroinvertebrates in pool areas of a river. *Australien J Mar Freshwater Res* 42(5): 507–518.
- Hornsby, A. G., R. D. Wauchope & A. E. Herner, 1995. Pesticide properties in the environment. Springer Verlag, New York.
- House, W. A., I. S. Farr, D. R. Orr & O. Ziqing, 1991. The occurrence of synthetic pyrethroid and selected organochlorine pesticides in river sediments. In *Pesticides in soil and water*, ed. A. Walker, BCPC Monograph No. 47. Thornton Heath: 183–192.
- Huggett, R. J., R. A. Kimerle, P. M. Mehrle & H. L. Bergmann, 1992. Biomarkers: Biochemical, physiological and histological markers of anthropogenic stress. Lewis, Boca Raton.
- Hund, K. & W. Kördel, 1996. Erfassung der Grundwassergefährdung durch aquatische Testsysteme. In *Techniken der Bodenreinigung*, Vol. 10, Stegmann.
- Hurle, K., 1992. Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer durch ihre Anwendung in der Landwirtschaft. In *Beurteilung von Pflanzenschutzmitteln in aquatischen Ökosystemen*, ed. H. DFG Deutsche Forschungsgemeinschaft, R., VCH. Weinheim: 35–50.
- Hütter, L. A., 1990. Wasser und Wasseruntersuchung. Otto Salle Verlag, Frankfurt am Main.

- Illies, J., 1978. Limnofauna Europaea: eine Zusammenstellung aller die europäischen Binnengewässer bewohnenden mehrzelligen Tierarten mit Angaben über ihre Verbreitung und Ökologie. 2 ed. G. Fischer, Stuttgart.
- Irmer, U., C. Markard, K. Blondzik, C. Gottschalk, C. Kussatz, B. Rechenberg & D. Schudoma, 1994. Ableitung und Erprobung von Zielvorgaben für gefährliche Stoffe in Oberflächengewässern. UWSF 6: 19–27.
- Johnson, J. A. & K. B. Wallace, 1987. Species-related differences in the inhibition of brain acetylcholinesterase by paraoxon and malaoxon. Toxicol Appl Pharmacol 88: 234–241.
- Kaestner, A., 1965. Principles of Systematic Zoology. G. Fischer, Stuttgart.
- Kelly, M. G. & B. A. Whitton, 1995. The trophic diatom index: A new index for monitoring eutrophication in rivers. Journal of Applied Phycology 7(4): 433–444.
- Klee, O., 1991. Angewandte Hydrobiologie. Georg Thieme Verlag, Stuttgart.
- Knoben, R. A. E., M. A. Beek & A. M. Durand, 1998. Application of species sensitivity distribution as ecological risk assessment tool for water management. Journal of hazardous materials 61: 203–207.
- Kockrick, S., 1998. Untersuchungen zur Mobilität und Populationsdynamik von *Gammarus pulex* (L.) in einem Agrarfließgewässer. Diplomarbeit am Zoologischen Institut der TU Braunschweig.
- Koivisto, S., 1995. Is *Daphnia magna* an ecologically representative zooplankton species in toxicity tests? Environ pollut 90(2): 263–267.
- Kolkwitz, R. & M. Marsson, 1902. Grundsätze für die biologische Beurteilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna. Mitteilungen der königlichen Prüfanstalt Wasserversorgung Abwasserbeseitigung Berlin-Dahlem 1: 33–72.
- Könemann, H., 1981. Fish toxicity tests with mixtures of more than two chemicals: A proposal for a quantitative approach and experimental results. Toxicology 19: 229–238.
- Kreuger, J. K. & N. Brink, 1988. Losses of pesticides from agriculture. Pesticides: Food and Environmental Implications., Vienna. International Atomic Energy Agency. 101–112.
- Kuhnle, R. A., 1992. Bed load transport during rising and falling stages on two small streams. Earth Surface Processes and Landforms 17: 191–197.
- Lampert, W., W. Fleckner, E. Pott, U. Schober & K. U. Störkel, 1989. Herbicide effects on planctonic systems of different complexity. Hydrobiologia 188/189: 415–424.
- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), 1997. Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer, Band 1, Berlin.
- Landis, W. G., 1991. Distribution and nature of the aquatic organophosphorous acid anhydases: Enzymes for organophosphate detoxification. Rev Aquat Sci 5: 267–285.
- Lehmann, J., F. J. Stürenberg, F. Paris & V. Blüm, 2000. Der Fisch als Bio- und Akkumulationsindikator. LÖBF-Mitteilungen 2/00.
- Lenat, D. R. & J. K. Crawford, 1994. Effects of Land Use on Water Quality and Aquatic Biota of Three North Carolina Piedmont Streams. Hydrobiologia 294(3): 185–199.
- Levine, S. L. & J. T. Oris, 1999. Enhancement of acute parathion toxicity to fathead minnows following pre-exposure to propiconazole. Pesticide Biochem Physiol 65(2): 102–109.
- Liess, M. & R. Schulz, 1999. Linking insecticide contamination and population response in an agricultural stream. Environ Toxicol Chem 18: 1948–1955.
- Liess, M., R. Schulz, M. H.-D. Liess, B. Rother & R. Kreuzig, 1999 a. Determination of insecticide contamination in agricultural headwater streams. Water Res 33(1): 239–247.
- Liess, M., M. Neumann & R. Schulz, 1999 b. Untersuchung der diffusen und punktuellen Pflanzenschutzmittel-Einträge im Einzugsgebiet der Nette. Zoologisches Institut, TU Braunschweig, Braunschweig.

- Liess, M., N. Berenzen, J. Drees, J. Wogram & R. Schulz, 2001. Pflanzenschutzmittel-Belastung und Lebensgemeinschaften in Fließgewässern mit landwirtschaftlich genutztem Umland – Ein Beitrag zur Erarbeitung von Qualitätszielen. Abschlußbericht zum F&E-Vorhaben des Umweltbundesamtes Nr. 29624511. Zoologisches Institut der TU Braunschweig, *in press*.
- Lindström-Seppä, P., U. Koivusaari & O. Hänninen, 1981. Extrahepatic xenobiotic metabolism in North-European freshwater fish. *Comp Biochem Physiol* 69C: 259–263.
- Lockhart, W. L., D. A. Metner, F. J. Ward & G. M. Swanson, 1985. Population and cholinesterase responses in fish exposed to malathion sprays. *Pesticide Biochem Physiol* 24(1): 12–18.
- Long, E. R., D. D. McDonald, S. L. Smith & F. D. Calder, 1995. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management* 19(1): 81–97.
- LUA-Materialien, 1999a. Gewässerstrukturgüte in Nordrhein-Westfalen. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen.
- LUA-Materialien, 1999b. Gewässerschutzbezogenen Zielvorgaben für Pflanzenschutzmittel. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen.
- LUA-Nordrhein-Westfalen, 2000. Gewässergütebericht Nordrhein-Westfalen 1997. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen. Online in Internet: <http://www.lua.nrw.de/wasser/rahmwasr.htm>.
- LWK-Hannover, 1997. Pflanzenbau- und Pflanzenschutz-Empfehlungen 1997. Landwirtschaftskammer Hannover, Bezirksstelle Braunschweig, Hannover.
- LWK-Hannover, 1998. Pflanzenbau- und Pflanzenschutz-Empfehlungen 1998. Landwirtschaftskammer Hannover, Bezirksstelle Braunschweig, Hannover.
- LWK-Hannover, 1999. Pflanzenbau- und Pflanzenschutz-Empfehlungen 1999. Landwirtschaftskammer Hannover, Bezirksstelle Braunschweig, Hannover.
- Macan, T. T., 1958. Methods of sampling the bottom fauna in stony streams. *Verh Int Verein theor angew Limnol.* 8: 1–21.
- Magnotti, R. A. J., J. P. Zaino & R. S. McConnell, 1994. Pesticide-sensitive fish muscle cholinesterases. *Comp Biochem Physiol* 108: 187–194.
- Massoulié, J., L. Pezzementi, S. Bon, E. Krejci & F. M. Vallette, 1993. Molecular and cellular biology of cholinesterases. *Prog Neurobiol* 41: 31–91.
- Matthiesen, P., D. Sheahan, R. Harrison, M. Kirby, R. Rycroft, A. Turnbull, C. Volkner & R. Williams, 1995. Use of a *Gammarus pulex* bioassay to measure the effects of transient carbofuran runoff from farmland. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 30(2): 111–119.
- McDonald, D. D., R. S. Carr, F. D. Calder, E. R. Long & C. G. Ingersoll, 1996. Development and Evaluation of sediment quality guidelines for Florida coastal waters. *Ecotoxicology* 5(4): 253–278.
- Mueller, G. & R. Furrer, 1994. Heavy metal pollution of the Elbe river: First results with sediment studies. *Naturwissenschaften* 81(9): 401–405.
- Muirhead-Thomson, R. C., 1987. Pesticide impact on stream fauna with special reference to macro-invertebrates. University Press, Cambridge, Cambridge.
- Niedersächsisches-Wassergesetz, 2000. §§ 66 - 68. Online in Internet: <http://www.bezreg-hannover.niedersachsen.de/dez502/nw65-90.html>
- Notenboom, J., M. A. Vaal & J. A. Hoekstra, 1995. Using Comparative Ecotoxicology to develop quantitative Species Sensitivity Relationships (QSSR). *Environmental Science and Pollution Research* 2(4): 242–243.
- O'Connor, R. J., T. E. Walls & R. M. Hughes, 2000. Using multiple taxonomic groups to index the ecological condition of lakes. *Environmental Monitoring and Assessment* 61(2): 207–228.
- Paepke, H. J., 1996. Die Stichlinge : Gasterosteidae. 2 ed. Westarp-Wissenschaftsverlag, Magdeburg.

- Peterson, D. R., 1994. Calculating the aquatic toxicity of hydrocarbon mixtures. *Chemosphere* 29(12): 2493–2506.
- Poirier, D. G. & G. A. Surgeoner, 1988. Evaluation of a field bioassay technique to predict the impact of aerial applications of forestry insecticides on stream invertebrates. *Canadian Entomologist* 120(7): 627–638.
- Ramos, L., M. A. Fernandez, M. J. Gonzalez & L. M. Hernandez, 1999. Heavy metal pollution in water, sediments, and earthworms from the Ebro River, Spain. *Bulletin of Environ Contam and Toxicol* 63(3): 305–311.
- Readman, J. W., T. A. Albanis, D. Barcelo, S. Galassi, J. Tronczynski & G. P. Gabrielides, 1997. Fungicide contamination of Mediterranean estuarine waters: Results from a MED POL pilot survey. *Mar Pollution Bull* 34(4): 259–263.
- Roshon, R.-D., J. H. McCann, D. G. Thompson & G. R. Stephenson, 1999. Effects of seven forestry management herbicides on *Myriophyllum sibiricum*, as compared with other nontarget aquatic organisms. *Can J Forest Res* 29(7): 1158–1169.
- Sabarth, A., 1999. Bedeutung von Substrat und Versandung für die Verteilung des Makrozoobenthos in naturnahen Heidebächen – Dissertation, TU Braunschweig.
- Sallenave, R. M. & K. E. Day, 1991. Secondary production of benthic stream invertebrates in agricultural watersheds with different land management practices. *Chemosphere* 23(1): 57–76.
- Schulz, R., 1997. Aquatische Ökotoxikologie von Insektiziden – Auswirkungen diffuser Insektizideinträge aus der Landwirtschaft auf Fließgewässer-Lebensgemeinschaften. Ecomed Verlag, Landsberg.
- Schulz, R., 2000. Rainfall-induced sediment and pesticide input from orchards into the Lourens River, Western Cape, South Africa: importance of a single event. *Water Res*, *in press*.
- Schulz, R. & M. Liess, 1997. Runoff-related short-term pesticide input into agricultural streams: Measurement by use of an *in situ* bioassay with aquatic macroinvertebrates. *Verh Ges Ökol* 27: 399–404.
- Schulz, R. & M. Liess, 1999a. Validity and ecological relevance of an active in situ bioassay using *Gammarus pulex* and *Limnephilus lunatus*. *Environ Toxicol and Chem* 18: 2243–2250.
- Schulz, R. & M. Liess, 1999b. A field study of the effects of agriculturally derived insecticide input on stream macroinvertebrate dynamics. *Aquat Toxicol* 46: 155–176.
- Schwoerbel, J., 1999. Einführung in die Limnologie. 8 ed, Stuttgart, Jena, Lübeck, Ulm.
- Seel, P., T. P. Knepper, S. Gabriel, A. Weber & K. Haberer, 1994. Einträge von Pflanzenschutzmitteln in ein Fließgewässer – Versuch einer Bilanzierung. *Vom Wasser* 83: 357–372.
- Sherratt, T. N., G. Roberts, P. Williams, M. Whitfield, J. Biggs, N. Shillabeer & S. J. Maund, 1999. A life-history approach to predicting the recovery of aquatic invertebrate populations after exposure to xenobiotic chemicals. *Environ Toxicol Chem* 18(11): 2512–2518.
- Shires, S. W. & D. Bennett, 1985. Contamination and effects in freshwater ditches resulting from an aerial application of Cypermethrin. *Ecotoxicol Environ Safety* 9: 145–158.
- Silver, A., 1974. The Biology of Cholinesterases. North-Holland, Amsterdam.
- Slooff, W., J. A. M. van Oers & D. de Zwart, 1986. Margins of uncertainty in ecotoxicological hazard assessment. *Aquat Toxicol Chem* 5: 841–852.
- Steinberg, C., J. Kern, G. Pitzen, W. Traunspurger & W. Geyer, 1992. Biomonitoring in Binnengewässern. 1 ed. ecomed, Landsberg/Lech.
- Stoschek, C. M., 1990. Increased uniformity in the response of the coomassie blue G protein assay to different proteins. *Anal Biochem* 184: 111–116.
- Straus, D. L. & J. E. Chambers, 1995. Inhibition of acetylsterases and aliesterases of fingerling catfish by chlorpyrifos, parathion, and S,S,S-tributyl phosphorotrithioate (DEF). *Aquat toxicol* 33: 311–324.

- Sturm, A., H. C. da Silva de Assis & P.-D. Hansen, 1999 a. Cholinesterases of marine teleost fish: enzymological characterization and potential use in the monitoring of neurotoxic contamination. *Mar Environ Res* 47: 389–398.
- Sturm, A., J. Wogram, P. D. Hansen & M. Liess, 1999 b. Potential use of cholinesterase in monitoring low levels of organophosphates in small streams: natural variability in three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus*) and relation to pollution. *Environ Toxicol Chem* 18 (2): 194–200.
- Sturm, A., J. Wogram, H. Segner & M. Liess, 2000. Different sensitivity to organophosphates of acetylcholinesterase from three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus*). *Environ Toxicol Chem* 19: 1607–1615.
- Tada, M. & H. Shiraishi, 1994. Changes in abundance of benthic macroinvertebrates in a pesticide-contaminated river. *Jap J Limnol* 55: 159–164.
- Taylor, P. & J. H. Brown, 1994. Acetylcholine. In *Basic Neurochemistry: Molecular, Cellular and Medical Aspects*, ed. G. J. Siegel, Raven Press, New York, NY, USA: 231–260.
- United States EPA (Environmental Protection Agency), 2000. Ecotox Database System, United States Environmental Protection Agency. Online in Internet: <http://www.epa.gov/ecotox/>
- Usdin, E., 1970. Reactions of cholinesterases with substrates, inhibitors and reactivators. In *Anti-cholinesterase Agents*, ed. A. G. Karczmar, Pergamon, Elmsford, NY, USA: 47–354.
- van den Assem, J., 1967. Territory in the three-spined stickleback *Gasterosteus aculeatus* L. - an experimental study in intra-specific competition. Brill, Leiden.
- Van den Brink, P. J., R. P. A. Van Wijngaarden, W. G. H. Lucassen, T. C. M. Brock & P. Leeuwangh, 1996. Effects of the insecticide Dursban® 4E (active ingredient Chlorpyrifos) in outdoor experimental ditches: II. Invertebrate community response and recovery. *Environ Toxicol Chem* 15(7): 1143–1153.
- Versteeg, D. J., S. E. Belanger & G. J. Carr, 1999. Understanding single-species and model ecosystem sensitivity: Data-based comparison. *Environ Toxicol Chem* 18(6): 1329–1346.
- Walther, W., 1980. Prozess des Stoffabtrages und der Stoffauswaschung während und nach Starkregen in ackerbaulich genutzten Gebieten - 2. Bericht: Stoffauswaschung. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung* 21: 65–74.
- Wauchope, R. D., 1978. The pesticide content of surface water draining from agricultural fields – a review. *J Environ Quality* 7: 459–472.
- Weiss, C. M., 1959. Responses of fish to sub-lethal exposures of organic phosphorus insecticides. *Sewage Ind Wastes* 31: 580–593.
- Weiss, C. M., 1964. Detection of pesticides in water by biochemical assay. *J Water Pollut Cont. Fed.* 36: 240–253.
- Wesenberg-Lund, 1939. *Biologie der Süßwassertiere – Wirbellose Tiere*. Julius Springer, Wien. Reprint 1982 durch Verlag J. Kramer, Braunschweig und Verlag Otto Koeltz, Königstein.
- Wesenberg-Lund, 1943. *Biologie der Süßwasserinsekten..* Költz Scientific Books, Königstein. Reprint 1989.
- Williams, R. J., D. Brooke, P. Matthiesen, M. Mills, A. Turnbull & R. M. Harrison, 1995. Pesticide transport to surface waters within an agricultural catchment. *Journal of the Institution of Water and Environmental Management* 9: 72–81.
- Willis, G. H. & L. L. McDowell, 1982. Pesticides in agricultural runoff and their effects on downstream water quality. *Environ Toxicol Chem* 1: 267–279.
- Wootton, R. J., 1972. *The biology of the sticklebacks*. Academic Press, London.
- Yoder, C. O. & E. T. Rankin, 1998. The role of biological indicators in a state water quality management process. *Environ Monitor Assess* 51(1–2): 61–88.
- Zwick, P., 1992. Fließgewässergefährdung durch Insektizide. *Naturwissenschaften* 79: 437–442.

X Anhang

Tabelle X-1. Unterschiedliche relative physiologische Toleranzen (T_{rel}) von Makroinvertebraten-Ordnungen in Bezug auf organische Verbindungen im Vergleich zu *Daphnia magna* (Arithmetische Mittelwerte aus 5 bis 460 Einzelwerten). Die entsprechenden Toxizitätstest-Ergebnisse Effect-Konzentrationen wurden von der Datenbank "Aquire" der United States Environmental Protection Agency (EPA, 2000) bezogen. n = Anzahl berücksichtigten Effekt-Konzentrationswerte; StE = Standardfehler der Mittelwerte; p = Signifikanzniveau im one sample t-test mit T_{rel} als Variable und 0 als Testwert (wobei 0 der Empfindlichkeit von *D. magna* entspricht). Die Ordnung "Cladocera" bezieht sich auf Cladocera-Arten außer *D. magna*. Die Buchstaben in der Spalte "Literatur" beziehen sich auf die Literaturliste am Ende dieses Dokumentes (Kap. X-1; s. S. 101).

Ordnung	n	T_{rel}	StE	p	Berücksichtigte Arten (Anzahl der Testergebnisse)	Berücksichtigte Substanzen	Literatur
Amphipoda	154	-0,28	0,106	0,008	<i>Corophium</i> spec. (1) <i>Echinogammarus tibaldii</i> (4) <i>Gammarus</i> spec. (3) <i>Gammarus fasciatus</i> (41) <i>Gammarus fossarum</i> (1) <i>Gammarus italicus</i> (4) <i>Gammarus lacustris</i> (45) <i>Gammarus minus</i> (6) <i>Gammarus pseudolimna</i> . (17) <i>Gammarus pulex</i> (32)	1-Heptanol; 1-Propanol; 2,4,5,4'-Tetrachlorodiphenyl sulfone; 2,4-D, Dimethylamine Salt, 2,4-Dichlorophenoxyacetic acid; 2-Naphthol, 3,4- dichloroaniline; Acridine, Allyl alcohol; Allylamine; Alpha,alpha,alpha-trifluoro-4- nitro-m-cresol; Ammonium chloride; Atrazine; Benzene; Chlorfenvinfos; Chlorpyrifos; Diazinon; Dicyclopentadiene; Diethylene glycol dinitrate; Diisopropyl methylphosphonate; Dinoseb; Diuron; Endrin; Ethyl acetate; Ethyl Propionate; Ethylenediamine dihydrochloride; Heptachlor; Malathion; Methoxychlor; Methyl carbamate, Methylphenol; Naphthalin; N- Hexadecyltrimethyl-ammonium Chloride; Paraquat dichloride; Pentachlorophenol; Phenanthrene; Phenol, Pyridin; Quinoline; Resorcinol; Salicylaldehyde; Sodium cyanide; Temephos; Thiosulfan; Thiram; Thymol; Trichloroethylene; Trifluralin; Chlordane; Potassium ferricyanide; Rokafenol N-8; Roundup; LAS, Fenvalerate; cypermethrin; Permethrin; Alcohols, C14-15, ethoxylated	l; q; r; s; u; ae; af; ag; an; ao; as; az; bj; bs; ci; cj; cr; cw; cx; dd; df; di; ei; eq; fn; fr; ft; fw; gj; gt; hg; hn; ib; ie; ig; it; iu; jf; jt; ju; jx; jy; lh; ln
Cladocera	311	-0,18	0,057	0,002	<i>Alonella</i> spec. (4) <i>Bosmina coregoni</i> (1) <i>Bosmina longirostris</i> (1) <i>Ceriodaphnia cornuta</i> (1) <i>Ceriodaphnia dubia</i> (70) <i>Ceriodaphnia lacustris</i> (3) <i>Ceriodaphnia pulchella</i> (3) <i>Ceriodaphnia quadrangula</i> (1) <i>Ceriodaphnia reticulata</i> (12) <i>Chydorus ovalis</i> (1) <i>Chydorus sphaericus</i> (1) <i>Daphnia</i> spec. (6)	DDT, Piperonyl butoxide; Trichlorofon; Fenthion; Parathion; Lindan; Dieldrin; Benzeneamine; Dichlorvos; Methylcarbamate; Aceton; Trichloromethane; 1; Propanol; Benzene; Endrin; Methoxychlor; Fentin hydroxide; 2-Methyl-1- propanol; Trichloroethylene; Rotenone; Phenanthrene; Fluorene; 2,6; Dichlorophenol;	a; c; d; f; j; k; o; s; v; w; z; ab; ah; ap; ar; bf; bl; bn; bo; bp; bv; bw; ca; co; cp; cv; cy; dn; eq; ez; fb; fj; fk; fv; fz; gh; gi; gm; gq; gu; gv; gw; hb;
(wird fortgesetzt)							

Ordnung	n	T _{rel}	StE	p	Berücksichtigte Arten (Anzahl der Testergebnisse)	Berücksichtigte Substanzen	Literatur
Cladocera (fortgesetzt)					<i>Daphnia carinata</i> (21) <i>Daphnia cucullata</i> (14) <i>Daphnia galeata mendotae</i> (7) <i>Daphnia laevis</i> (1) <i>Daphnia longispina</i> (6) <i>Daphnia pulex</i> (105) <i>Daphnia pulicaria</i> (5) <i>Daphnia similis</i> (1) <i>Daphnia spinulata</i> (4) <i>Diaphanosoma excisum</i> (1) <i>Moina austriensis</i> (1) <i>Moina brachiata</i> (1) <i>Moina macrocopa</i> (8) <i>Sida crystallina</i> (1) <i>Simocephalus spec.</i> (1) <i>Simocephalus serrulatus</i> (22) <i>Simocephalus vetulus</i> (8)	Pentachlorophenol; 2,4,6-Trichlorophenol; Salicylaldehyde; Naphthalin; 2,4-Dichlorophenoxyacetic acid; Methylphenol; 3,4-Dichloroaniline; Nitrobenzene, Ethyl Propionate; Allylamine; Resorcinol; Methylbenzene; Chlorobenzene; Phenol, Pyridin; 2,2'-Iminobisethanol; 1-Heptanol, Trichloroethanol; Thiosulfan; Aldicarb; Di-sec-octyl phthalate; Anthracene; 2,4-Dichlorophenol; Malathion; Fenitrothion; 2,4-Pentanedione; Tributyl phosphate, Sodium Pentachlorophenate; Aramite; Ethyl acetate; Sodium cyanide; Sodium dodecyl sulfate; Kaliumcyanid; Fluoranthene; Azulene; Methyl Parathion; Linuron; Diazinon; Chlorfenvinfos; Longifolene; Sodium carbonate; Dinitro-o-cresol; Ethion, Potassium carbonate, Pentachlorobenzene; 3,4,5-Trichlorophenol; Simetryn; Glyphosate, Dichlobenil; 2,4-D propylene glycol butyl ether ester; Carbofuran; Trifluralin; Chlornitrofen; Paraquat dichloride; Atrazine; Molinate; Mirex; Chlorfenac sodium salt, 4,5,6-trichloroguaiacol; Diquat; Chlorpyrifos; 2-Aminoethanethiolsulfuric acid, Paraquat, 1-Decanaminium, N-decyl-N,N-dimethyl-chloride; Tergitol NP-33; Ammonium chloride; Chlordane; Oxadiazon; Butachlor; Tetrachlorophenol; Thiobencarb; Roundup; LAS, Fenvalerate; Permethrin; Pydraul 50E hydraulic fluid; Tralomethrin; Cyfluthrin; Alcohols, C14-15, ethoxylated; Alpha-olefinsulfonate; AOS; Bifenthrin; Cyhalothrin	hm; ho; hp; hs; hv; hy; hz; ij; il; ip; iq; ir; it; ja; jc; jd; jg; jq; jv; ka; ke; kf; kh; ki; kk; kl; kn; ks; kx; ky; kz; lb; lc; le; lg; lj; ll
Coleoptera	50	0,37	0,178	0,042	<i>Acilius sulcatus</i> (1) <i>Berosus styliferus</i> (1) <i>Dytiscus</i> (1) <i>Dytiscus marginalis</i> (1) <i>Eretes sticticus</i> (13) <i>Gyrinus marinus</i> (1) <i>Gyrinus natator</i> (3) <i>Haliplus flavicollis</i> (1) <i>Hydrobius fuscipes</i> (1) <i>Hydrophilus</i> (2) <i>Hydrophilus triangularis</i> (2) <i>Hygrotus</i> (2) <i>Hygrotus novemlineatus</i> (1) <i>Laccophilus decipiens</i> (2) <i>Laccophilus fasciatus</i> (1) <i>Peltodytes spec.</i> (17)	DDT; Parathion; Lindan; Dieldrin; Dichlorvos; Methylcarbamate; Phenol, Methyl carbamate, Thiosulfan; Malathion; Fenitrothion; Sodium cyanide; Chlorpyrifos; Cypermethrin; Permethrin	ck; cn; cp; el; eu; fb; fg; fh; ju
(wird fortgesetzt)							

Ordnung	n	T _{rel}	StE	p	Berücksichtigte Arten (Anzahl der Testergebnisse)	Berücksichtigte Substanzen	Literatur
Copepoda	26	0,19	0,300	0,535	<i>Acanthocyclops vernalis</i> (1) <i>Canthocamptus</i> spec. (1) <i>Cyclops</i> spec. (1) <i>Cyclops strenuus</i> (3) <i>Cyclops viridis</i> (2) <i>Diaptomus</i> spec. (8) <i>Diaptomus clavipes</i> (1) <i>Diaptomus forbesi</i> (1) <i>Diaptomus gracilis</i> (2) <i>Eucyclops</i> spec. (5) <i>Mesocyclops hyalinus</i> (1)	DDT; Rhodamine B Basic Violetn; z; ct; dm; 10; 1,1'-Ethylene-2,2'- bipyridinium dibromide; 2,4- Dichlorophenoxyacetic acid; Phenol, Thiosulfan; Malathion; Sodium cyanide; Acridine, Methyl Parathion; Linuron; Trifluralin; Diquat; Temephos; Paraquat, Methyl violet 2B; Acriflavine; Permethrin	fb; fm; gn; go; gv; gz; hc; hy; kv
Decapoda	52	0,18	0,184	0,337	<i>Astacus astacus</i> (1) <i>Orconectes immunis</i> (4) <i>Orconectes limosus</i> (1) <i>Orconectes nais</i> (15) <i>Orconectes propinquus</i> (3) <i>Orconectes virilis</i> (1) <i>Palaemonetes kadiakensis</i> (27)	Formaldehyde; DDT; Fenthion; h; s; ac; af; Parathion; Dieldrin; Methylcarbamate; Ethyl Alcohol; Endrin; Methoxychlor; Pentachlorophenol; Alpha,alpha,alpha-trifluoro-4- nitro-m-cresol; Malathion; Fenitrothion; Diazinon; Trifluralin; 2,4-D, Dimethylamine Salt, Ammonium chloride; Chlordane; Permethrin	ag; an; ba; cj; ed; ef; ei; es; fy; hq; hv; io; kg; kt
Diptera	460	0,28	0,069	<0,0001	<i>Aedes aegypti</i> (69) <i>Aedes albopictus</i> (4) <i>Aedes atropalpus</i> (1) <i>Aedes canadensis</i> (1) <i>Aedes cantans</i> (13) <i>Aedes caspius</i> (4) <i>Aedes communis</i> (5) <i>Aedes cyprius</i> (1) <i>Aedes excrucians</i> (6) <i>Aedes hendersoni</i> (1) <i>Aedes punctator</i> (9) <i>Aedes sticticus</i> (5) <i>Aedes stimulans</i> (2) <i>Aedes taeniorhynchus</i> (3) <i>Aedes triseriatus</i> (3) <i>Aedes trivittatus</i> (1) <i>Aedes vexans</i> (8) <i>Anopheles</i> spec. (1) <i>Anopheles albimanus</i> (6) <i>Anopheles freeborni</i> (2) <i>Anopheles gambiae</i> (3) <i>Anopheles maculipennis</i> (1) <i>Anopheles quadrimaculatus</i> (3) <i>Anopheles stephensi</i> (6) <i>Chaoborus</i> spec. (4) <i>Chaoborus crystallinus</i> (4) <i>Chaoborus obscuripes</i> (1) <i>Chaoborus punctipennis</i> (1) <i>Chironomus</i> spec. (10) <i>Chironomus attenuatus</i> (2) <i>Chironomus crassicaudatus</i> (4) <i>Chironomus decorus</i> (7) <i>Chironomus plumosus</i> (24) <i>Chironomus riparius</i> (46) <i>Chironomus tentans</i> (40) <i>Chironomus tepperi</i> (5) <i>Chironomus thummi</i> (17) <i>Chironomus utahensis</i> (8) <i>Chironomus yoshimatsui</i> (1) <i>Clinotanypus pinguis</i> (2) <i>Cricotopus</i> spec. (6)	DDT; Benzopyrene; Trichlorofon; Fenthion; Bis(tri- n-butyltin)oxide; Parathion; Lindan; Dimethoate; Dieldrin; Benzeneamine; Dichlorvos; Methylcarbamate; Ethyl Alcohol; Furazolidone; Aceton; Dimethyl- formamide; 1-Propanol; Benzene; Methoxychlor; Trichloroacetic acid; Dicyclopentadiene; 1,1,2- Trichloroethane; Trichloroethylene; Propionic acid; Dibutyl phthalate; Phenanthrene; Butyl benzyl phthalate; Fluorene; Pentachlorophenol; Alpha,alpha,alpha-trifluoro-4- nitro-m-cresol; Salicylaldehyde; Naphthalin; Quinoline; 2,4,5- T; MCPA; 2,4- Dichlorophenoxyacetic acid; 2,4-D Butyl Ester; Methylphenol; 3,4- dichloroaniline; Ethyl Propionate; para- Dichlorobenzene; 4- chloroaniline; allylamine; Acrylonitrile; Methylbenzene; Phenol, Pyridin; 1-Heptanol, Triethylene glycol; Methyl carbamate, Triphenyl Phosphate, Aldicarb; di-sec- octyl phthalate; Anthracene; Malathion; Fenitrothion; Sodium acetate; Pyrene; 2- Naphthol, Ethyl acetate; Chlordecone; Kepone; Fluoranthene; Acridine, Methyl Parathion; Phorate; Diuron; Diazinon; Chlorfenvinfos;	b; e; g; q; r; s; t; x; aa; ad; ak; am; aw; ax; bb; bd; be; bh; bi; bk; bm; br; bt; bu; by; cb; cd; ce; cf; cg; ci; cj; ck; cl; cm; cp; cq; cu; cw; cw; da; db; dd; de; dh; di; dj; dl; do; dp; dq; dr; ds; dt; du; dw; dy; dz; eb; ef; eg; ei; em; en; eo; eq; er; et; ev; fa; fd; ff; fh; fi; fo; fs; fu; ga; gb; gd; ge; gf; gk; gp; gr; gt; gx; gy; ha; hd; he; hf; hg; hh; hi; hk; hr; ht; hu; hw; hx; hy; ia; ib; ic; id; ig; ih; ii; ik; ir; is; iu; iv; iw; iy; iz; jb; je; jh; jj; jn; jo; jp; jr; ju; jx; jy; kb; kc; kj; km; ko; kr; lf; li; lk

(wird fortgesetzt)

Ordnung	n	T _{rel}	StE	p	Berücksichtigte Arten (Anzahl der Testergebnisse)	Berücksichtigte Substanzen	Literatur
Diptera (fortgesetzt)					<i>Cryophila lapponica</i> (1) <i>Culex</i> spec. (8) <i>Culex fatigans</i> (1) <i>Culex melanurus</i> (2) <i>Culex nigripalpus</i> (1) <i>Culex pipiens</i> (21) <i>Culex pipiens fatigans</i> (2) <i>Culex pipiens molestus</i> (15) <i>Culex pipiens pipiens</i> (9) <i>Culex pipiens quinquef.</i> (10) <i>Culex quinquefasciatus</i> (11) <i>Culex restuans</i> (3) <i>Culex tarsalis</i> (3) <i>Culex tritaeniorhynchus</i> (6) <i>Culiseta annulata</i> (9) <i>Dictya</i> (1) <i>Einfeldianatchitocheae</i> (2) <i>Eristalis</i> (1) <i>Eusimulium</i> (1) <i>Glyptotendipes paripes</i> (4) <i>Polypedilum nubilifer</i> (1) <i>Procladius</i> spec. (8)	Sodium carbonate; Pentachlorobenzene; Phosmet; Fonofos; Glyphosate, Phosphoric acid 2-ethylhexyl diphenyl ester; Clonitralid; Diisopropyl methylphosphonate; Carbofuran; 4,6-Dichloro-2- methylphenol, Monolinuron; Chlornitrofen; Atrazine; Aminocarb; DL- Selenomethionine; Chlorpyrifos; Temephos; Nitrilotriacetic acid Trisodium Salt; Phosdrin, Ammonium chloride; Methomyl, Phosphoric acid (1- methylethyl)phenyl diphenyl ester; Pirimiphos-methyl, Diflubenzuron; Roundup; LAS, Fenvalerate; Cypermethrin; Permethrin; Deltamethrin; Phosphoric acid (1,1- dimethylethyl)phenyl diphenyl ester; Fluridone; Pydraul 50E hydraulic fluid; Dimethyl ditallow ammonium chloride;; Kronitex 2005; Tebufenozide	
Ephemeroptera	47	-0,03	0,151	0,819	<i>Baetis</i> spec. (3) <i>Baetis intermedius</i> (2) <i>Baetis rhodani</i> (3) <i>Caenis horaria</i> (1) <i>Caenis maxima</i> (1) <i>Cloeon</i> spec. (6) <i>Cloeon dipterum</i> (20) <i>Ephemerella</i> spec. (1) <i>Ephemerella cornuta</i> (2) <i>Isonychia</i> spec. (2) <i>Isonychia bicolor</i> (2) <i>Paraleptophlebia</i> spec. (1) <i>Paraleptophlebia pallipes</i> (2) <i>Siphonurus linnaeanus</i> (1)	Fenthion; Parathion; Lindan; Benzeneamine; Methylcarbamate; Aceton; 1- Propanol; Benzene; Trichloroethylene; Pentachlorophenol; Alpha,alpha,alpha-trifluoro-4- nitro-m-cresol; Salicylaldehyde; Methylphenol; Ethyl Propionate; Allylamine; Phenol, Pyridin; 1-Heptanol, Fenitrothion; Ethyl acetate; Diazinon; Benzenesulfonic acid dodecylester; Chlorpyrifos; Cypermethrin	cp; cw; dc; df; dt; ei; eq; ew; gt; io; it; ju; jy
Gastropoda (Basommatophora und Monotocardia)	146	0,86	0,137	<0,0001	<i>Anisus vortex</i> (1) <i>Aplexa hypnorum</i> (6) <i>Lymnaea acuminata</i> (30) <i>Lymnaea emarginata</i> (4) <i>Lymnaea luteola</i> (10) <i>Lymnaea natalensis</i> (2) <i>Lymnaea palustris</i> (1) <i>Lymnaea stagnalis</i> (24) <i>Melanoides tuberculata</i> (2) <i>Physa</i> spec. (3) <i>Physa fontinalis</i> (4) <i>Physa gyrina</i> (7) <i>Physa integra</i> (2) <i>Physella acuta</i> (24) <i>Potamopyrgus jenkinsi</i> (2) <i>Radix plicatula</i> (1) <i>Viviparus bengalensis</i> (23)	DDT; Trichlorofen; Fenthion; Bis(tri-n-butyltin)oxide; Parathion; Lindan; Dimethoate; Dieldrin; Benzeneamine; Dichlorvos; Methylcarbamate; Acetic acid; Aceton; 1- Propanol; Benzene; Endrin; Methoxychlor; Trichloroethylene; Pentachlorophenol; Alpha,alpha,alpha-trifluoro-4- nitro-m-cresol; Salicylaldehyde; Naphthalin; Quinoline; Methylphenol; 3,4- dichloroaniline; Ethyl Propionate; allylamine; Acrylonitrile; Phenol, Cyclohexane; Pyridin; 1- Heptanol, Thiosulfan; Aldicarb; Malathion; Fenitrothion; Sodium Pentachlorophenate;	y; al; ay; be; bs; cw; cz; dk; ef; eh; ej; ek; eq; ey; fb; fe; fp; fq; fs; fx; fy; gc; gg; gh; gl; gs; hg; hp; hv; if; ig; im; ix; iz; jl; js; jy; kj; ld; lm; lo
(wird fortgesetzt)							

Ordnung	n	T_{rel}	StE	p	Berücksichtigte Arten (Anzahl der Testergebnisse)	Berücksichtigte Substanzen	Literatur
Gastropoda (fortgesetzt)						2-Naphthol, Zinc dimethyldithiocarbamate, Ethyl acetate; Heptane; Sodium cyanide; Acridine, Methyl Parathion; Alpha-BHC; Diazinon; Chlorfenvinfos; Trifluralin; Chlorothalonil, Chlorpyrifos; Fenobucarb; Paraquat, Zineb; Ammonium chloride; Chlordane; 6-[2-(5-nitrofuranyl)ethenyl]-2-pyridinemethanol; Cartap; Thiobencarb; Fenvalerate; Cypermethrin; Permethrin; Deltamethrin; Dimethyl ditallow ammonium chloride	
Heteroptera	57	0,34	0,155	0,034	<i>Corixa</i> spec. (1) <i>Corixa punctata</i> (19) <i>Gerris lacustris</i> (1) <i>Ilyocoris cimicoides</i> (1) <i>Nepa</i> spec. (1) <i>Notonecta</i> (7) <i>Notonecta glauca</i> (1) <i>Notonecta undulata</i> (17) <i>Ranatra</i> spec. (1) <i>Ranatra elongata</i> (1) <i>Sigara alternata</i> (5) <i>Sigara striata</i> (1) <i>Sigara substriata</i> (1)	Formaldehyde; DDT; Parathion; Lindan; Benzeneamine; Dichlorvos; Methylcarbamate; Aceton; 1-Propanol; Benzene; Trichloroethylene; Pentachlorophenol; Alpha,alpha,alpha-trifluoro-4-nitro-m-cresol; Salicylaldehyde; Methylphenol; Ethyl Propionate; Allylamine; Phenol, Pyridin; 1-Heptanol, Methyl carbamate, Thiosulfan; Malathion; Ethyl acetate; Sodium cyanide; Sodium dodecyl sulfate; Chlorpyrifos; Cypermethrin; Permethrin	bq; cc; cp; dt; ed; ef; el; eq; ew; fb; fh; fl; ju; jy
Hirudinea	39	1,45	0,241	<0,0001	<i>Erpobdella octoculata</i> (16) <i>Glossiphonia complanata</i> (1) <i>Helobdella stagnalis</i> (1) <i>Hirudo medicinalis</i> (3) <i>Hirudo nipponia</i> (18)	DDT; Trichlorofon; Fenthion; Parathion; Lindan; Benzeneamine; Methylcarbamate; Aceton; 1-Propanol; Benzene; Trichloroethylene; Pentachlorophenol; Salicylaldehyde; Methylphenol; Ethyl Propionate; Allylamine; Phenol, Pyridin; 1-Heptanol, Malathion; Fenitrothion; Sodium Pentachlorophenate; Ethyl acetate; Diazinon; Clonitralid; Chlordane	bg; dg; dt; dx; jy
Isopoda	66	0,54	0,174	0,003	<i>Asellus</i> spec. (3) <i>Asellus aquaticus</i> (28) <i>Asellus brevicaudus</i> (13) <i>Asellus communis</i> (1) <i>Asellus hilgendorfi</i> (4) <i>Asellus intermedius</i> (9) <i>Asellus militaris</i> (6) <i>Asellus racovitzai</i> (2)	DDT; Trichlorofon; Fenthion; Parathion; Lindan; Dieldrin; Benzeneamine; Dichlorvos; Methylcarbamate; Aceton; 1-Propanol; Benzene; Methoxychlor; Dicyclopentadiene; Trichloroethylene; Pentachlorophenol; Alpha,alpha,alpha-trifluoro-4-nitro-m-cresol; Thymol; Salicylaldehyde; Methylphenol; Ethyl Propionate; Allylamine; Allyl alcohol; Resorcinol; Phenol, Pyridin; 1-Heptanol, N-Hexadecyltrimethylammonium	s; af; ag; at; az; df; di; dr; dt; dx; ek; eq; gt; hn; hp; hv; ig; ju; jw; jy
(wird fortgesetzt)							

Ordnung	n	T _{rel}	StE	p	Berücksichtigte Arten (Anzahl der Testergebnisse)	Berücksichtigte Substanzen	Literatur
Isopoda (fortgesetzt)						chloride; Malathion; Fenitrothion; Thiram; Ethyl acetate; Sodium cyanide; Diuron; Ethylenediamine dihydrochloride; Diazinon; Diisopropyl methylphosphonate Trifluralin; 2,4-D, Dimethylamine salt, Chlorpyrifos; Ammonium chloride; Potassium ferricyanide; LAS, Cypermethrin; Alcohols, C14- 15, ethoxylated	
Lamellibranchiata	46	1,95	0,422	<0,0001	<i>Anodonta anatina</i> (6) <i>Anodonta cygnea</i> (6) <i>Anodonta imbecillis</i> (3) <i>Anodonta piscinalis</i> (1) <i>Corbicula</i> spec. (2) <i>Corbicula leana</i> (1) <i>Corbicula manilensis</i> (8) <i>Dreissena polymorpha</i> (10) <i>Musculium transversum</i> (1) <i>Pisidium</i> spec. (3) <i>Sphaerium</i> spec. (2) <i>Sphaerium corneum</i> (1) <i>Unio pictorum</i> (1) <i>Unio tumidus</i> (1)	Formaldehyde; Dieldrin; Dichlorvos; Ethyl Alcohol; Aceton; 1,1,2-Trichloroethane; Pentachlorophenol; Alpha,alpha,alpha-trifluoro-4- nitro-m-cresol; 3,4- Dichloroaniline; Phenol, Thiosulfan; Malathion; Sodium Pentachlorophenate; Sodium dodecyl sulfate; 1- Decanaminium, N-decyl-N,N- dimethyl-, chloride; Ammonium chloride; 6-[2-(5- nitrofuranyl)ethenyl]-2- pyridinemethanol; Butachlor; Thiobencarb; Deltamethrin; Cyfluthrin	i; bq; bz; ch; cp; df; dv; ed; ef; eh; ep; hv; ji; js; kq; la
Megaloptera	1	0,29	–	–	<i>Sialis lutaria</i> (1)	Phenol	cp
Odonata	55	0,33	0,164	0,048	<i>Aeshna cyanea</i> (1) <i>Coenagrion pulhellum</i> (1) <i>Enallagma</i> spec. (5) <i>Ischnura</i> spec. (5) <i>Ischnura elegans</i> (14) <i>Ischnura verticalis</i> (2) <i>Lestes congener</i> (12) <i>Lestes dryas</i> (1) <i>Libellula</i> spec. (2) <i>Ophiogomphus</i> spec. (2) <i>Orthetrum albistylum</i> (8) <i>Platycnemis pennipes</i> (1) <i>Sympetrum flaveolum</i> (1)	DDT; Parathion; Lindan; Dieldrin; Benzeneamine; Methylcarbamate; Aceton; 1- Propanol; Benzene; Trichloroethylene; Pentachlorophenol; Salicylaldehyde; Methylphenol; Ethyl Propionate; allylamine; Phenol, Pyridin; 1-Heptanol, Methyl carbamate, Thiosulfan; Malathion; Fenitrothion; Ethyl acetate; Diazinon; Dichlobenil; Diquat; Permethrin	s; ai; aj; an; cp; cs; ea; el; fl; io; jy
Oligochaeta	46	0,83	0,235	0,001	<i>Aeolosoma headleyi</i> (4) <i>Chaetogaster diaphanus</i> (1) <i>Dero</i> spec. (3) <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> (7) <i>Lumbriculus variegatus</i> (14) <i>Pristina longiseta</i> (1) <i>Stylaria lacustris</i> (3) <i>Tubifex rivulorum</i> (1) <i>Tubifex tubifex</i> (12)	DDT; Lindan; Benzeneamine; Methylcarbamate; Methoxychlor; Heptachlor; Pentachlorophenol; Alpha,alpha,alpha-trifluoro-4- nitro-m-cresol; Thymol; 3,4- Dichloroaniline; Allyl alcohol; Resorcinol; Phenol, N- Hexadecyltrimethylammonium Chloride; Methyl carbamate, Malathion; Sodium cyanide; Kaliumcyanid; Fluoranthene; Ethylenediamine dihydrochloride; Heptachlor epoxide; Potassium ferricyanide; LAS, Alcohols, C14-15, ethoxylated; Paclobutrazol	k; az; bc; dg; dr; ef; fc; gt; hf; hn; ig; jk; jn; kd; kn; kp; ku
(wird fortgesetzt)							

Ordnung	n	T_{rel}	StE	p	Berücksichtigte Arten (Anzahl der Testergebnisse)	Berücksichtigte Substanzen	Literatur
Ostracoda	27	-0,19	0,168	0,267	<i>Cypria</i> spec. (5) <i>Cypridopsis</i> (6) <i>Cypridopsis vidua</i> (16)	Formaldehyde; DDT; Fenthion; s; z; af; ed; Methylcarbam; Endrin; 1,1'-Ethylene-2,2'-bipyridinium dibromide; Alpha, alpha, alpha-trifluoro-4-nitro-m-cresol; Thiosulfan; dichlone; Malathion; Simazine; Diphenamid; Dichlobenil; 2,4-D propylene glycol butyl ether ester; Trifluralin; 2,4-D butoxyethyl ester, dipropylcarbamothioic acid S-propyl ester, 2,4-D, Dimethylamine Salt; Molinate; Butoxyethanol; Silvex; Permethrin	ef; gv
Plecoptera	21	-0,36	0,149	0,027	<i>Isoperla</i> spec. (1) <i>Isoperla slossonae</i> (2) <i>Leuctra moselyi</i> (1) <i>Nemoura cinerea</i> (14) <i>Nemoura marginata</i> (1) <i>Phasganophora</i> spec. (1) <i>Protonemura meyeri</i> (1)	DDT; Lindan; Benzeneamine; Aceton; 1-Propanol; Benzene; Trichloroethylene; Pentachlorophenol; Alpha, alpha, alpha-trifluoro-4-nitro-m-cresol; Salicylaldehyde; Methylphenol; Ethyl Propionate; allylamine; Phenol, Pyridin; 1-Heptanol, Fenitrothion; Ethyl acetate	s; cp; df; ig; io; jy
Trichoptera	36	0,31	0,176	0,092	<i>Arctopsyche grandis</i> (2) <i>Brachycentrus americanus</i> (2) <i>Cheumatopsyche</i> spec. (4) <i>Chimarra obscura</i> (2) <i>Hydropsyche</i> spec. (5) <i>Hydropsyche angustipennis</i> (8) <i>Hydropsyche californica</i> (2) <i>Hydropsyche sparna</i> (1) <i>Lepidostoma</i> spec. (2) <i>Leptocerus aterrimus</i> (1) <i>Limnephilus</i> spec. (2) <i>Limnephilus bipunctatus</i> (1) <i>Limnephilus flavicornis</i> (1) <i>Limnephilus lunatus</i> (1) <i>Limnephilus stigma</i> (1) <i>Phryganea striata</i> (1)	DDT; Parathion; Lindan; Methoxychlor; Alpha, alpha, alpha-trifluoro-4-nitro-m-cresol; Phenol, Malathion; Kaliumcyanid; Diazinon; Dichlobenil; Diquat; Pirimiphos-methyl, Permethrin	m; aj; au; av; cj; cp; df; ei; gt; hj; hl; ig; jm; jz
Tricladida	47	0,46	0,135	0,001	<i>Catenula</i> spec. (4) <i>Dugesia</i> spec. (6) <i>Dugesia dorocephala</i> (3) <i>Dugesia gonocephala</i> (1) <i>Dugesia lugubris</i> (16) <i>Dugesia tigrina</i> (11) <i>Mesostoma ehrenbergi</i> (1) <i>Polycelis felina</i> (1) <i>Polycelis tenuis</i> (4)	DDT; Parathion; Lindan; Benzeneamine; Aceton; 1-Propanol; Benzene; Trichloroethylene; Pentachlorophenol; Alpha, alpha, alpha-trifluoro-4-nitro-m-cresol; Thymol; Salicylaldehyde; Methylphenol; Ethyl Propionate; Allylamine; Allyl alcohol; Resorcinol; Phenol, Pyridin; 1-Heptanol, N-Hexadecyltrimethylammonium chloride; TNT; Thiram; Ethyl acetate; Sodium cyanide; Ethylenediamine dihydrochloride; Sodium carbonate; Potassium ferricyanide; 4-Amino-2,6-dinitrotoluene; 2-Amino-4,6-dinitrotoluene; LAS, Alcohols, C14-15, ethoxylated	ak; aq; az; bx; dg; dt; ef; ex; gt; hn; ig; jw; jy

X-1 Bei der Erarbeitung von T_{rel} berücksichtigte Literatur

Literatur zu Makroinvertebraten außer *Daphnia magna*

- a) Mokry, L. E. and K. D. Hoagland, 1990. Acute Toxicities of Five Synthetic Pyrethroid Insecticides to *Daphnia magna* and *Ceriodaphnia dubia*. Environ. Toxicol. Chem. 9 (8): 1045-1051.
- b) Fisher, S. W., 1991. Changes in the Toxicity of Three Pesticides as a Function of Environmental pH and Temperature. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 46 (2): 197-202.
- c) Sibley, P. K. and N. K. Kaushik, 1991. Toxicity of Microencapsulated Permethrin to Selected Nontarget Aquatic Invertebrates. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 20 (2): 168-176.
- d) Stephenson, G. L., N. K. Kaushik, and K. R. Solomon, 1991. Acute Toxicity of Pure Pentachlorophenol and a Technical Formulation to Three Species of *Daphnia*. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 20 (1): 73-80.
- e) Ali, A. and M. S. Mulla, 1976. Insecticidal Control of Chironomid Midges in the Santa Ana River Water Spreading System, Orange County, California. J. Econ. Entomol. 69: 509-513.
- f) Cowgill, U. M. and D. P. Milazzo, 1991. The Sensitivity of *Ceriodaphnia dubia* and *Daphnia magna* to Seven Chemicals Utilizing the Three-Brood Test. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 20 (2): 211-217.
- g) Lakota, S., A. Raszka, T. Utracki, and Z. Chmiel, 1989. Side-Effect of Deltamethrin and Cypermethrin in the Environment of Water Biocenoses. Organika 1987-1988: 71-77.
- h) Evans, J. W., 1979. The Construction and Use of a Continuous-Flow Bioassay Apparatus to Determine a Preliminary Unionized Ammonia 96-Hour LC50 for the Crayfish, ... M.S. Thesis, University of Kansas, Lawrence, KS.: 76 p.
- i) Chandler, J. H. Jr. and L. L. Marking, 1979. Toxicity of Fishery Chemicals to the Asiatic Clam, *Corbicula manilensis*. Prog. Fish-Cult. 41 (3): 148-151.
- j) DeGraeve, G. M., R. L. Overcast, and H. L. Bergman, 1980. Toxicity of Underground Coal Gasification Condenser Water and Selected Constituents to Aquatic Biota. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 9 (5): 543-555.
- k) Cairns, J., A. L. Buikema, Jr., A. G. Heath, and B. C. Parker, 1978. Effects of Temperature on Aquatic Organism Sensitivity to Selected Chemicals. Va. Water Resour. Res. Center, Bull. 106, Office of Water Res. and Technol., OWRT Project B-084-VA, VA. Polytech. Inst. State Univ., Blacksburg, VA:88 p.
- l) Gaufin, A. R., L. D. Jensen, A. V. Nebeker, T. Nelson, and R. W. Teel, 1965. The Toxicity of Ten Organic Insecticides to Various Aquatic Invertebrates. Water Sewage Works 12:276-279.
- m) Gaufin, A. R., L. D. Jensen, A. V. Nebeker, T. Nelson, and R. W. Teel, 1965. The Toxicity of Ten Organic Insecticides to Various Aquatic Invertebrates. Water Sewage Works 12: 276-279.
- n) Robertson, E. B. and D. L. Bunting, 1976. The Acute Toxicity of Four Herbicides to 0-4 Hour Nauplii of *Cyclops vernalis* Fisher (Copepoda, Cyclopoida). Bull. Environ. Contam. Toxicol. 16 (6): 682-688.
- o) Degraeve, G. M., D. L. Geiger, J. S. Meyer, and H. L. Bergman, 1980. Acute and Embryo-Larval Toxicity of Phenolic Compounds to Aquatic Biota. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 9 (5):557-568.
- p) Maheshwari, U. K., B. C. Das, S. Paul, S. K. Chouhan, and A. K. Yadav, 1988. Bioassay Studies of Some Commercial Organic Pesticides to an Exotic Carp Fry, *Hypophthalmichthys molitrix* (C. & V). J. Environ. Biol. 9 (4): 377-380.
- q) Macek, K. J., K. S. Buxton, S. K. Derr, J. W. Dean, and S. Sauter, 1976. Chronic Toxicity of Lindane to Selected Aquatic Invertebrates and Fishes. Ecol. Res. Ser., EPA-600/3-76-046, Environ. Res. Lab., U.S. EPA, Duluth, MN:50 p.
- r) Macek, K. J., K. S. Buxton, S. Sauter, S. Gnillka, and J. W. Dean, 1976. Chronic Toxicity of Atrazine to Selected Aquatic Invertebrates and Fishes. Ecol. Res. Ser., EPA-600/3-76-047, Environ. Res. Lab., U.S. EPA, Duluth, MN: 50 p.
- s) Johnson, W. W. and M. T. Finley, 1980. Handbook of Acute Toxicity of Chemicals to Fish and Aquatic Invertebrates. Resour. Publ. 137, Fish Wildl. Serv., U.S.D.I., Washington, D.C.:98 p.
- t) Mulla, M. S., H. A. Navvab-Gojrati, and H. A. Darwazeh, 1978. Toxicity of Mosquito Larvicidal Pyrethroids to Four Species of Freshwater Fishes. Environ. Entomol. 7 (3): 428-430.
- u) Fisher, D. J., D. T. Burton, and R. L. Paulson, 1989. Comparative Acute Toxicity of Diethyleneglycol Dinitrate to Freshwater Aquatic Organisms. Environ. Toxicol. Chem. 8 (6): 545-550.
- v) Shigeoka, T., T. Yamagata, T. Minoda, and F. Yamauchi, 1988. Acute Toxicity and Hatching Inhibition of Chlorophenols to Japanese Medaka, *Oryzias latipes* and Structure-Activity Relationships. J. Hyg. Chem./ Eisei Kagaku 34 (4): 343-349.
- w) Kline, E. R., A. W. Jarvinen, and M. L. Knuth, 1989. Acute Toxicity of Triphenyltin Hydroxide to Three Cladoceran Species. Environ. Pollut. 56 (1): 11-17.
- x) Kelada, N. L. and N. Shaker, 1988. Toxicity of Three Chemical Insecticides in Combination with *Bacillus spp.* Against Mosquito Larvae. Insect Sci. Appl. 9 (2): 229-231.
- y) Das, P.K.M.K. and S.K.Konar, 1988. Acute Toxicity of Petroleum Products, Crude Oil and Oil Refinery Effluent on Plankton, Benthic Invertebrates and Fish. Environ. Ecol. 6(4):885-891
- z) Naqvi, S.M. and R.H.Hawkins, 1989. Responses and LC50 Values for Selected Microcrustaceans Exposed to Spartan, Malathion, Sonar, Weedtrine-D, and Oust Pesticides. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 43(3):386-393
- aa) Magnin, M., E. Marboutin, and N. Pasteur, 1988. Insecticide Resistance in *Culex quinquefasciatus* (Diptera: Culicidae) in West Africa. J. Med. Entomol. 25 (2): 99-104.
- ab) Ankley, G. T., J. R. Dierkes, D. A. Jensen, and G. S. Peterson, 1991. Piperonyl Butoxide as a Tool in Aquatic Toxicological Research with Organophosphate Insecticides. Ecotoxicol. Environ. Saf. 21 (3): 266-274.
- ac) Chaiyarach, S., V. Ratananun, and R. C. Harrel, 1975. Acute Toxicity of the Insecticides Toxaphene and Carbaryl and the Herbicides Propanil and Molinate to Four Species of Aquatic Organisms. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 14 (3): 281-284.

- ad) Julin, A. M. and H. O. Sanders, 1977. Toxicity and Accumulation of the Insecticide Imidan in Freshwater Invertebrates and Fishes. Trans. Am. Fish. Soc. 106 (4): 386-392.
- ae) Sanders, H. O., 1969. Toxicity of Pesticides to the Crustacean *Gammarus lacustris*. Tech. Pap. No. 25, Bur. Sports Fish. Wildl., Fish Wildl. Serv., U.S.D.I., Washington, D.C.: 18 p.
- af) Sanders, H. O., 1970. Toxicities of Some Herbicides to Six Species of Freshwater Crustaceans. J. Water Pollut. Control Fed. 24 (8): 1544-1550.
- ag) Sanders, H. O., 1972. Toxicity of Some Insecticides to Four Species of Malacostracan Crustaceans. Tech. Pap. No. 66, Bur. Sports Fish. Wildl., Fish Wildl. Serv., U.S.D.I., Washington, D.C.: 19 p.
- ah) Sanders, H. O. and O. B. Cope, 1966. Toxicities of Several Pesticides to Two Species of Cladocerans. Trans. Am. Fish. Soc. 95 (2): 165-169.
- ai) Schoettger, R. A., 1970. Toxicology of Thiodan in Several Fish and Aquatic Invertebrates. Invest. Fish Control No. 35, Fish Wildl. Serv., Bur. Sport Fish. Wildl., U.S.D.I., Washington, D.C.: 31 p.
- aj) Wilson, D. C. and C. E. Bond, 1969. The Effects of the Herbicides Diquat and Dichlobenil (Casoron) on Pond Invertebrates Part I. Acute Toxicity. Trans. Am. Fish. Soc. 98 (3): 438-443.
- ak) Dowden, B. F. and H. J. Bennett, 1965. Toxicity of Selected Chemicals to Certain Animals. J. Water Pollut. Control Fed. 37 (9): 1308-1316.
- al) Singh, O. and R. A. Agarwal, 1981. Toxicity of Certain Pesticides to Two Economic Species of Snails in Northern India. J. Econ. Entomol. 74:568-571.
- am) Julin, A. M. and H. O. Sanders, 1978. Toxicity of the IGR, Diflubenzuron, to Freshwater Invertebrates and Fishes. Mosq. News 38 (2): 256-259.
- an) Stalling, D. L. and F. L. Mayer, Jr., 1972. Toxicities of PCBs to Fish and Environmental Residues. Environ. Health Perspect. 1: 159-164.
- ao) Spacie, A., A. G. Vilkas, G. F. Doebbler, W. J. Kuc, and G. R. Iwan, 1981. Acute and Chronic Parathion Toxicity to Fish and Invertebrates. EPA 600/3-81-047, Office of Research and Monitoring, U.S. EPA, Washington, D.C.: 78 p.
- ap) Hatakeyama, S. and Y. Sugaya, 1989. A Freshwater Shrimp (*Paratya compressa improvisa*) as a Sensitive Test Organism to Pesticides. Environ. Pollut. 59 (4): 325-336.
- aq) Kouyoumjian, H. H. and R. F. Uglow, 1974. Some Aspects of the Toxicity of p,p'-DDT, p,p'-DDE and p,p'-DDD to the Freshwater Planarian *Polycelis felina* (Tricladida). Environ. Pollut. 7: 103-109.
- ar) Canton, J. H. and D. M. M. Adema, 1978. Reproducibility of Short-Term and Reproduction Toxicity Experiments with *Daphnia magna* and Comparison of the Sensitivity of *Daphnia magna* with Hydrobiologia 59 (2): 135-140.
- as) Nebeker, A. V. and A. R. Gaufin, 1964. Bioassays to Determine Pesticide Toxicity to the Amphipod Crustacean, *Gammarus lacustris*. Proc. Utah Acad. Sci. 4 (1): 64-67.
- at) Smith, L. L. Jr., S. J. Broderius, D. M. Oseid, G. L. Kimball, W. M. Koenst, and D. T. Lind, 1979. Acute and Chronic Toxicity of HCN to Fish and Invertebrates. Ecol. Res. Ser. EPA-600/3-79-009, Environ. Res. Lab, U.S. EPA, Duluth, MN: 115 p.
- au) Carlson, C.A., 1966. Effects of Three Organophosphorus Insecticides on Immature *Hexagenia* and *Hydropsyche* of the Upper Mississippi River. Trans. Am. Fish. Soc. 95 (1): 1-5.
- av) Gaufin, A. R., L. Jensen, and T. Nelson, 1961. Bioassays to Determine Pesticide Toxicity to Aquatic Invertebrates. Water Sewage Works 108: 355-359.
- aw) Streufert, J. M., J. R. Jones, and H. O. Sanders, 1980. Toxicity and Biological Effects of Phthalate Esters on Midges (*Chironomus plumosus*). Trans. Mo. Acad. Sci. 14: 33-40.
- ax) Overnell, J., 1975. The Effect of Heavy Metals on Photosynthesis and Loss of Cell Potassium in Two Species of Marine Algae, *Dunaliella tertiolecta* and *Phaeodactylum*. Mar. Biol. 29 (1): 99-103.
- ay) Lomte, V. S. and S. M. Alam, 1986. Temperature Dependent Toxicity of Malathion to the Freshwater Gastropod *Viviparus bengalensis*. C.A. Sel.-Environ. Pollut. 20: 105-110.
- az) Lewis, M. A. and D. Suprenant, 1983. Comparative Acute Toxicities of Surfactants to Aquatic Invertebrates. Ecotoxicol. Environ. Saf. 7 (3): 313-322.
- ba) Naqvi, S. M. and D. E. Ferguson, 1970. Levels of Insecticide Resistance in Fresh-Water Shrimp, *Palaemonetes kadiakensis*. Trans. Am. Fish. Soc. 99 (4): 696-699.
- bb) Sato, H. and M. Yasuno, 1979. Test on Chironomidae Larvae Susceptibility to Various Insecticides. Eisei Dobutsu /Jpn. J. Sanit. Zool. 30(4):361-366.
- bc) Dad, N. K., S. A. Qureshi, and V. K. Pandya, 1982. Acute Toxicity of Two Insecticides to Tubificid Worms, *Tubifex tubifex* and *Limnodrilus hoffmeisteri*. Environ. Int. 7 (5): 361-363.
- bd) Sanders, H. O., J. Huckins, B. T. Johnson, and D. Skaar, 1981. Biological Effects of Kepone and Mirex in Freshwater Invertebrates. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 10: 531-539.
- be) Hansen, L. G., I. P. Kapoor, and R. L. Metcalf, 1972. Biochemistry of Selective Toxicity and Biodegradability: Comparative o-Dealkylation by Aquatic Organisms. Comp. Gen. Pharmacol. 3: 339-344.
- bf) Benijts-Claus, C. and G. Persoone. 1975. Toxicity of Three Herbicides in the Aquatic Ecosystem (La Toxicite de Trois Herbicides sur L'Ecosysteme Aquatique) La Tribune Du Cereveau 28(383):340-346.
- bg) Kimura, T. and H. L. Keegan, 1966. Toxicity of Some Insecticides and Molluscicides for the Asian Blood Sucking Leech, *Hirudo nipponia* Whitman. Am. J. Trop. Med. Hyg. 15 (1): 113-115.
- bh) Mulla, M. S. and A. M. Khasawinah, 1969. Laboratory and Field Evaluation of Larvicides Against Chironomid Midges. J. Econ. Entomol. 62 (1): 37-41.
- bi) Rettich, F., 1977. The Susceptibility of Mosquito Larvae to Eighteen Insecticides in Czechoslovakia. Mosq. News 37 (2): 252-257.

- bj) Solski, A. and E. Erndt, 1987. Application of Tests at Population and Ecosystem Levels for the Estimation of Toxicity of Selected Non-Ionic Detergents. *Acta Hydrobiol.* 29 (4): 387-402.
- bk) Vardia, H. K. and P. S. Rao, 1986. Pesticidal Effects on Chironomid Larvae. *Rev. Biol. (Lisb.)* 13 (1-4): 113-115.
- bl) Van Wijngaarden, R. and P. Leeuwangh, 1989. Relation Between Toxicity in Laboratory and Pond: An Ecotoxicological Study with Chlorpyrifos. *Meded. Fac. Landbouwwet. Rijksuniv. Gent* 54 (3b): 1061-1069.
- bm) Lohner, T. W. and S. W. Fisher, 1990. Effects of pH and Temperature on the Acute Toxicity and Uptake of Carbaryl in the Midge, *Chironomus riparius*. *Aquat. Toxicol.* 16 (4): 335-354.
- bn) Smith, S. B., J. F. Savino, and M. A. Blouin, 1988. Acute Toxicity to *Daphnia pulex* of Six Classes of Chemical Compounds Potentially Hazardous to Great Lakes Aquatic Biota. *J. Great Lakes Res.* 14 (4): 394-404; *Aquat. Sci. Fish. Abstr.* 17 (2): 139 (1987).
- bo) Lee, D. R., 1976. Development of an Invertebrate Bioassay to Screen Petroleum Refinery Effluents Discharged into Freshwater. Ph.D. Thesis, Virginia Polytechnic Inst. and State University, Blacksburg, VA:108 p.
- bp) Oris, J. T., R. W. Winner, and M. V. Moore, 1991. A Four-Day Survival and Reproduction Toxicity Test for *Ceriodaphnia dubia*. *Environ. Toxicol. Chem.* 10 (2): 217-224.
- bq) Ernst, W. R., P. Jonah, K. Doe, G. Julien, and P. Hennigar, 1991. Toxicity to Aquatic Organisms of Off-Target Deposition of Endosulfan Applied by Aircraft. *Environ. Toxicol. Chem.* 10 (1): 103-114.
- br) Ali, A. and M. S. Mulla, 1980. Activity of Organophosphate and Synthetic Pyrethroid Insecticides Against Pestiferous Midges in some Southern California Flood Control Channels. *Mosq. News* 40: 593-597.
- bs) Call, D. J., L. T. Brooke, C. A. Lindberg, T. P. Markee, D. J. McCauley, and S. H. Poirier, 1984. Toxicity of Aluminum to Freshwater Organisms in Water of pH 6.5-8.5. *Tech. Rep. Project No. 549-238-RT-WRD*, Center for Lake Superior Environmental Studies, University of Wisconsin, Superior, WI:46 p.
- bt) Adams, W. J., R. A. Kimerle, and R. G. Moshe, 1985. Aquatic Safety Assessment of Chemicals Sorbed to Sediments. In: R.D.Cardwell, R.Purdy, and R.C.Bahner (Eds.), *Aquatic Toxicology and Hazard Assessment: Seventh Symposium*, ASTM STP 854, Philadelphia, PA: 429-453.
- bu) Buhl, K. J. and N. L. Faerber, 1989. Acute Toxicity of Selected Herbicides and Surfactants to Larvae of the Midge *Chironomus riparius*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 18 (4): 530-536.
- bv) Lewis, P. A. and W. B. Horning II, 1991. Differences in Acute Toxicity Test Results of Three Reference Toxicants on *Daphnia* at Two Temperatures. *Environ. Toxicol. Chem.* 10: 1351-1357.
- bw) Wakabayashi, M., R. Konno, and T. Nishiido, 1988. Relative Lethal Sensitivity of Two *Daphnia* Species to Chemicals. *Tokyo-to Kankyo Kagaku Kenkyusho Nenpo*:126-128.
- bx) Johnson, L. R., R. Davenport, H. Balbach, and D. J. Schaeffer, 1994. Phototoxicology. III. Comparative Toxicity of Trinitrotoluene and Aminodinitrotoluenes to *Daphnia magna*, *Dugesia dorotocephala*, and Sheep Erythrocytes. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 27 (1): 34-49.
- by) Roghair, C. J., A. Buijze, E. S. E. Yedema, and J. L. M. Hermens, 1994. A QSAR for Base-Line Toxicity to the Midge *Chironomus riparius*. *Chemosphere* 28 (5): 989-997.
- bz) Waller, D. L., J. J. Rach, W. G. Cope, L. L. Marking, S. W. Fisher, and H. Dabrowska, 1993. Toxicity of Candidate Molluscicides to Zebra Mussels (*Dreissena polymorpha*) and Selected Nontarget Organisms. *J. Great Lakes Res.* 19 (4): 695-702.
- ca) Marchini, S., M. D. Hoglund, S. J. Borderius, and M. L. Tosato, 1993. Comparison of the Susceptibility of Daphnids and Fish to Benzene Derivatives. *Sci. Total Environ. (Suppl.)*:799-808.
- cb) Darville, R. G., 1982. The Effects of Naphthalene on the Physiology and Life Cycle of *Chironomus attenuatus* and *Tanytarsus dissimilis*. Ph.D. Thesis, Oklahoma State University, Stillwater, OK:85 p.
- cc) Shukla, G., S. Omkar, and V. B. Upadhyay, 1982. Acute Toxicity of Few Pesticides to an Aquatic Insect, *Ranatra elongata* (Fabr.). *J. Adv. Zool.* 3 (2): 148-150.
- cd) Ziegler, R., S. Whyard, A. E. R. Downe, G. R. Wyatt, and V. K. Walker, 1987. General Esterase, Malathion Carboxylesterase, and Malathion Resistance in *Culex tarsalis*. *Pestic. Biochem. Physiol.* 28 (2): 279-285.
- ce) Lakota, S., A. Raszka, and I. Kupczak, 1981. Toxic Effect of Cartap, Carbaryl, and Propoxur on Some Aquatic Organisms. *Acta Hydrobiol.* 23 (2): 183-190.
- cf) Rubio-Moran, R., W. A. Rowley, and J. R. Coats, 1981. Effect of Permethrin and Malathion on *Aedes trivittatus* and *Culex pipiens pipiens*. *Iowa State J. Res.* 55 (3): 235-244.
- cg) Lansing, M. B., W. S. Gardner, and B. J. Eadie, 1993. Catecholamines as Potential Sub-Lethal Stress Indicators in Great Lakes Macrobenthic Invertebrates. *J. Great Lakes Res.* 19 (3): 569-581.
- ch) Wang, Y. S., C. G. Jaw, H. C. Tang, T. S. Lin, and Y. L. Chen, 1992. Accumulation and Release of Herbicides Butachlor, Thiobencarb, and Chlormethoxyfen by Fish, Clam, and Shrimp. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 48 (3): 474-480.
- ci) Taylor, E. J., S. J. Maund, and D. Pascoe, 1991. Toxicity of Four Common Pollutants to the Freshwater Macroinvertebrates *Chironomus riparius* Meigen (Insecta: Diptera) and *Gammarus pulex* (L.)... *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 21: 371-376.
- cj) Merna, J. W. and P. J. Eisele, 1973. The Effects of Methoxychlor on Aquatic Biota. EPA-R3-73-046, *Ecol. Res. Ser.*, Office of Research and Monitoring, U.S. EPA, Washington, D.C.:59 p.
- ck) Ahmed, W., 1977. A Laboratory and Field Study of the Toxicity of Mosquito Larvicides to Non-Target Insects Found in California Rice Fields. In: Ph.D. Thesis, W.Ahmed, *The Effectiveness of Predators of Rice Field Mosquitoes in Relation to Pesticide use in Rice Culture*, University of California, Davis, CA:1-4.
- cl) Rettich, F., 1979. Laboratory and Field Investigations in Czechoslovakia with Fenitrothion, Pirimiphos-Methyl, Temephos and Other Organophosphorous Larvicides ... *Mosq. News* 39 (2): 320-328.
- cm) Ali, A. and M. S. Mulla, 1977. The IGR Diflubenzuron and Organophosphorus Insecticides Against Nuisance Midges in Man-Made Residential-Recreational Lakes. *J. Econ. Entomol.* 70 (5): 571-577.

- cn) Jeyasingam, D. N. T., B. Thayumanavan, and S. Krishnaswamy, 1978. The Relative Toxicities of Insecticides on Aquatic Insect *Eretes sticticus* (Linn.) (Coleoptera: Dytiscidae) J. Madurai Univ. 7 (1): 85-87.
- co) Santharam, K. R., B. Thayumanavan, and S. Krishnaswamy, 1976. Toxicity of Some Insecticides to *Daphnia carinata* King, an Important Link in the Food Chain in the Freshwater Ecosystems. Indian J. Ecol. 3 (1): 70-73.
- cp) Kamshilov, M. M. and B. A. Flerov, 1976. Experimental Research on Phenol Intoxication of Aquatic Organisms and Destruction of Phenol in Model Communities. In: D.I.Mount, W.R.Swain, N.K.Ivanikiw (Eds.), Proc. 1st and 2nd USA-USSR Symp. on Effects of Pollutants upon Aquatic Ecosystems, Duluth, MN:181-192.
- cq) Hatakeyama, S. and H. Shiraishi, 1991. Chronic Effects of Waterborne or Dietary Exposure to a Herbicide, Chlornitrofen (2,4,6-Trichlorophenyl-4'-Nitrophenyl Ether), on Reproduction of... Water Res. 25 (8): 945-951.
- cr) Schoettger, R. A. and W. L. Mauck, 1978. Toxicity of Experimental Forest Insecticides to Fish and Aquatic Invertebrates. In: D.I.Mount, W.R.Swain, and N.K. Ivanikiw (Eds.), Proc. 1st and 2nd USA-USSR Symp. on Effects of Pollutants upon Aquatic Ecosystems, Vol. 1, USA Symp. Oct. 21-23, 1975; Vol. 2, USSR Symp. June 22-26, 1976, Duluth, MN:250-266.
- cs) Gopal, K., R. N. Khanna, M. Anand, and G. S. D. Gupta, 1981. The Acute Toxicity of Endosulfan to Fresh-Water Organisms. Toxicol. Lett. (Amst.) 7: 453-456.
- ct) Naqvi, S. M., T. S. Leung, and N. Z. Naqvi, 1980. Toxicities of Paraquat and Diquat Herbicides to Freshwater Copepods (*Diaptomus sp.* and *Eucyclops sp.*). Bull. Environ. Contam. Toxicol. 25 (6): 918-920.
- cu) Hooftman, R. N., D. M. M. Adema, and J. Kauffman-Van Bommel, 1989. Developing a Set of Test Methods for the Toxicological Analysis of the Pollution Degree of Waterbottoms. Rep. No. 16105, Netherlands Organization for Applied Scientific Research:68 p.
- cv) Maki, A. W. and W. E. Bishop, 1979. Acute Toxicity Studies of Surfactants to *Daphnia magna* and *Daphnia pulex*. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 8 (5): 599-612.
- cw) Ali, A., 1981. Laboratory Evaluation of Organophosphate and New Synthetic Pyrethroid Insecticides Against Pestiferous Chironomid Midges of Central Florida. Mosq. News 41 (1): 157-161.
- cw) Bluzat, R. and J. Seuge, 1979. Effects of Three Insecticides (Lindane, Fenthion, and Carbaryl) on the Acute Toxicity to Four Aquatic Invertebrate Species and the Chronic Toxicity... Environ. Pollut. 18 (1): 51-70.
- cx) Woodward, D. F. and W. L. Mauck, 1980. Toxicity of Five Forest Insecticides to Cutthroat Trout and Two Species of Aquatic Invertebrates. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 25 (6): 846-853.
- cy) Neilson, A. H., A. S. Allard, S. Fischer, M. Malmberg, and T. Vikto, 1990. Incorporation of a Subacute Test with Zebra Fish into a Hierarchical System for Evaluating the Effect of Toxicants in the Aquatic Environment. Ecotoxicol. Environ. Saf. 20 (1): 82-97.
- cz) Canton, J. H. and W. Slooff, 1977. The Usefulness of *Lymnaea stagnalis* L. as a Biological Indicator in Toxicological Bio-Assays (Model Substance alpha-HCH). Water Res. 11 (1): 117-121.
- da) Mulla, M. S., H. A. Navvab-Gojrati, and H. A. Darwazeh, 1978. Biological Activity and Longevity of New Synthetic Pyrethroids Against Mosquitoes and Some Nontarget Insects. Mosq. News 38 (1): 90-96.
- db) Berry, W. O. and J. D. Brammer, 1977. Toxicity of Water-Soluble Gasoline Fractions to Fourth-Instar Larvae of the Mosquito, *Aedes aegypti* L. Environ. Pollut. 13 (3): 229-234.
- dc) Dolan III, J. M., B. C. Gregg, J. Cairns, Jr., K. L. Dickson, and A. C. Hendricks, 1974. The Acute Toxicity of Three New Surfactant Mixtures to a Mayfly Larvae. Arch. Hydrobiol. 74 (1): 123-132.
- dd) Folmar, L. C., H. O. Sanders, and A. M. Julin, 1979, Toxicity of the Herbicide Glyphosate and Several of its Formulations to Fish and Aquatic Invertebrates, Arch. Environ. Contam. Toxicol. 8 (3): 269-278.
- de) Kawatski, J. A., M. M. Ledvina, and C. R. Hansen, Jr., 1975. Acute Toxicities of 3-Trifluoromethyl-4-Nitrophenol (TFM) and 2,5-Dichloro-4'-Nitrosalicylanilide (Bayer 73) to Larvae of the Midge *Chironomus*... Invest. Fish Control No. 57, Fish Wildl. Serv., Bur. Sport Fish. Wildl., U.S.D.I., Washington, D.C.:5 p.
- df) Maki, A. W., L. Geissel, and H. E. Johnson, 1975. Comparative Toxicity of Larval Lampricide (TFM: 3-Trifluoromethyl-4-Nitrophenol) to Selected Benthic Macroinvertebrates. J. Fish. Res. Board Can. 32 (8): 1455-1459.
- dg) Alekseyev, V. A. and N. Y. Uspenskaya, 1974. A Toxicological Description of Acute Phenolic Poisoning of Certain Freshwater Worms. Hydrobiol. J. 10 (4): 35-41; Gidrobiol. Zh. 10 (4): 36-40.
- dh) Bender, M. E. and P. E. Eisele, 1971. Long Term Effects of Pesticides on Stream Invertebrates. Office Water Resour. Res., U.S.D.I., OWRR Project No. A-029-Mich:28 p.
- di) Bentley, R. E., G. A. LeBlanc, T. A. Hollister, and B. H. Sleight III, 1976. Acute Toxicity of Diisopropylmethyl Phosphonate and Dicyclopentadiene to Aquatic Organisms. Contract No. DAMD-17-75-C-5073 Final Report, U.S. Army Medical Res. Develop. Command, Washington, D.C.: 98 p.
- dj) Nelson, J. H. and E. S. Evans, Jr., 1973. Field Evaluation of the Larvicidal Effectiveness, Effects on Nontarget Species and Environmental Residues of a Slow-Release Polymer Formulation ... Rep. No. 44-022-73/75, U.S. Army Health Services Command, Fort Sam Houston, TX:188 p.
- dk) Cairns, J. Jr., D. I. Messenger, and W. F. Calhoun, 1976. Invertebrate Response to Thermal Shock Following Exposure to Acutely Sub-Lethal Concentrations of Chemicals. Arch. Hydrobiol. 77 (2): 164-175.
- dl) Fairchild, J. F., E. E. Little, and J. N. Huckins, 1992. Aquatic Hazard Assessment of the Organophosphate Insecticide Fonofos. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 22 (4): 375-379.
- dm) Samman, J. and M. P. Thomas, 1978. Changes in Zooplankton Populations in the White Volta with Particular Reference to the Effect of Abate. Int. J. Environ. Stud. 12: 207-214.
- dn) Trabalka, J. R. and M. B. Burch, 1978. Investigation of the Effects of Halogenated Organic Compounds Produced in Cooling Systems and Process Effluents on Aquatic Organisms. In: R. L. Jolley, H. Gorchev, and D. R. Hamilton, Jr. (Eds.), Water Chlorination: Environmental Impact and Health Effects: 163-173.
- do) Karnak, R. E. and W. J. Collins, 1974. The Susceptibility to Selected Insecticides and Acetylcholinesterase Activity in a Laboratory Colony of Midge Larvae, *Chironomus tentans* Bull. Environ. Contam. Toxicol. 12 (1): 62-69.

- dp) Ali, A. and M. S. Mulla, 1978. Declining Field Efficacy of Chlorpyrifos Against Chironomid Midges and Laboratory Evaluation of Substitute Larvicides. *J. Econ. Entomol.* 71 (5): 778-782.
- dq) Knappek, R. and S. Lakota. 1974. Biological Testing to Determine Toxic Effects of Pesticides in Water. (Einige Biotests zur Untersuchung der Toxischen Wirkung von Pestiziden im Wasser). Tagungsber. Akad. Landwirtschaftswiss. D.D.R. 126:105-109.
- dr) Lakota, S., 1974. Toxic Action of Methoxychlor on Certain Water Animals (Die Toxische Wirkung Von Methoxychlor Auf Einige Wassertiere). Tagungsber. Akad. Landwirtschaftswiss. DDR 126:111-115.
- ds) Mathis, H. L. and C. P. Pant, 1974. Mosquito Susceptibility Levels to Seven New Insecticides and Their Comparative Toxicity to the Guppy, *Poecilia reticulata*, in Bangkok, Thailand. *Southeast Asian J. Trop. Med. Public Health* 5(2):299-302.
- dt) Dortland, R. J., 1980. Toxicological Evaluation of Parathion and Azinphosmethyl in Freshwater Model Ecosystems. *Versl. Landbouwk. Onderz* 898:1-112.
- du) Suedel, B. C., J. H. Rodgers, Jr., and P. A. Clifford, 1993. Bioavailability of Fluoranthene in Freshwater Sediment Toxicity Tests. *Environ. Toxicol. Chem.* 12 (1): 155-165.
- dv) Varanka, I., 1986. Toxicity of Mosquitocides on Freshwater Mussel Larvae *Acta Biol. Hung.* 37 (2): 143-158.
- dw) Estenik, J. F. and W. J. Collins, 1979. In Vivo and In Vitro Studies of Mixed-Function Oxidase in an Aquatic Insect, *Chironomus riparius*. In: M.A.Q.Khan, J.J.Lech, and J.J.Menn (Eds.), *Pesticide and Xenobiotic Metabolism in Aquatic Organisms*, ACS (Am. Chem. Soc.) Symp. Ser. 99:349-370.
- dx) Flerov, B. A., 1979. Comparative Study of the Avoidance of Toxic Substances in Some Aquatic Animals.. *Tr. Inst. Biol. Vnutr. Vod Akad. Nauk SSSR* 38:81-87.
- dy) Shamaan, N. A., R. Hamidah, J. Jeffries, A. J. Hashim, and W. Z. Wan Ngah, 1993. Insecticide Toxicity, Glutathione Transferases and Carboxylesterase Activities in the Larva of the *Aedes* Mosquito. *Comp. Biochem. Physiol.* 104C (1): 107-110.
- dz) Darville, R. G. and J. L. Wilhm, 1984. The Effect of Naphthalene on Oxygen Consumption and Hemoglobin Concentration in *Chironomus attenuatus* and on Oxygen Consumption and Life Cycle of ... *Environ. Toxicol. Chem.* 3 (1): 135-141.
- ea) Nishiuchi, Y. and K. Asano, 1978. Toxicity of Formulated Agrochemicals to Fresh Water Organisms. LII. The Aquiculture /Suisan Zoshoku 26 (1): 26-30.
- eb) Fisher, S. W., M. J. Lydy, J. Barger, and P. F. Landrum, 1993. Quantitative Structure-Activity Relationships for Predicting the Toxicity of Pesticides in Aquatic Systems with Sediment. *Environ. Toxicol. Chem.* 12:1307-1318.
- ec) Gulyas, P. and E. Fleit 1990. Evaluation of Ammonia Toxicity on *Daphnia magna* and Some Fish Species. *Aquacult. Hung.* (Szarvas) 6:171-183.
- ed) Bills, T. D., L. L. Marking, and J. H. Chandler, Jr., 1977. Formalin: Its Toxicity to Nontarget Aquatic Organisms, Persistence, and Counteraction. *Invest. Fish Control No. 73*, Fish Wildl. Serv., Bur. Sport Fish. Wildl., U.S.D.I., Washington, D.C.:7 p.
- ef) Chandler, J. H. and L. L. Marking, 1975. Toxicity of the Lampricide 3-Trifluoromethyl-4-Nitrophenol (TFM) to Selected Aquatic Invertebrates and Frog Larvae. *Invest. Fish Control No. 62*, Fish. Wildl. Serv., Bur. Sport Fish. Wildl., U.S.D.I., Washington, D.C.:7 p.
- eg) McCoy, L. E. and J. E. Joy, 1977. Tolerance of *Sepedon fuscipennis* and *Dictya sp.* Larvae (Diptera: Sciomyzidae) to the Molluscicides Bayer 73 and Sodium Pentachlorophenate. *Environ. Entomol.* 6(2):198-202.
- eh) Marking, L. L., T. D. Bills, and J. H. Chandler, Jr., 1977. Toxicity of Furanace to Fish, Aquatic Invertebrates, and Frog Eggs and Larvae. *Invest. Fish Control Rep. No. 76*, Fish Wildl. Serv., Bur. Sport Fish. Wildl., U.S.D.I., Washington, D.C.: 6 p.
- ei) Morgan, H. G., 1976. Sublethal Effects of Diazinon on Stream Invertebrates. Ph.D. Thesis, University of Guelph, Guelph, Ontario, Canada:157 p.; *Diss. Abstr. Int. B Sci. Eng.* 38 (1): 125 (1977).
- ej) Mule, M. B. and V. S. Lomte, 1992. Cypermethrin (Synthetic Pyrethroid) Toxicity to Freshwater Snail *Thiara tuberculata*. *Pollut. Res.* 11 (4): 225-229.
- ek) Kikuchi, T., M. Kamei, S. Okubo, and M. Yasuno, 1992. Effects of the Insect Growth Regulator Methoprene and Organophosphorus Insecticides Against Non-Target Aquatic Organisms in Urban Drains. *Jpn. J. Sanit. Zool. /Eisei Dobutsu* 43(2):65-70.
- el) Federle, P. F. and W. J. Collins, 1976. Insecticide Toxicity to Three Insects From Ohio Ponds. *Ohio J. Sci.* 76(1):19-24.
- em) Hansen, C. R. Jr. and J. A. Kawatski, 1976. Application of 24-Hour Postexposure Observation to Acute Toxicity Studies with Invertebrates. *J. Fish. Res. Board Can.* 33 (5): 1198-1201.
- en) Ziegenfuss, P. S., W. J. Renaudette, and W. J. Adams, 1986. Methodology for Assessing the Acute Toxicity of Chemicals Sorbed to Sediments: Testing the Equilibrium Partitioning Theory. In: T.M.Poston and R.Purdy (Eds.), *Aquatic Toxicology and Environmental Fate*, 9th Volume, ASTM STP 921, Philadelphia, PA: 479-493.
- eo) Schmidt, C. H. and D. E. Weidhaas, 1961. The Toxicological Action of Three Organophosphorus Insecticides with Three Species of Mosquito Larvae. *J. Econ. Entomol.* 54 (3): 583-586.
- ep) Keller, A. E., 1993. Acute Toxicity of Several Pesticides, Organic Compounds, and a Wastewater Effluent to the Freshwater Mussel, *Anodonta imbecilis*, *Ceriodaphnia dubia*,... *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 51 (5): 696-702.
- eq) Van Wijngaarden, R., P. Leeuwangh, W. G. H. Lucassen, K. Romijn, R. Ronday, R. Van der Velde, and... , 1993. Acute Toxicity of Chlorpyrifos to Fish, a Newt, and Aquatic Invertebrates. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 51 (5): 716-723.
- er) Maier, K. J. and A. W. Knight, 1993. Comparative Acute Toxicity and Bioconcentration of Selenium by the Midge *Chironomus decorus* Exposed to Selenate, Selenite, and Seleno-DL-methionine. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 25 (3): 365-370.

- es) Airaksinen, M., E. L. Valkama, and O. V. Lindqvist, 1977. Distribution of DDT in the Crayfish *Astacus astacus* L. in Acute Test. In: O.V.Lindqvist (Ed.), Proc. 3rd Int. Symp. Freshwater Crayfish 3:349-356.
- et) Van Emden, H. M., C. C. M. Kroon, E. N. Schoeman, and H. A. Van Seventer, 1974. The Toxicity of Some Detergents Tested on *Aedes aegypti* L., *Lebistes reticulatus* Peters, and *Biomphalaria glabrata* (Say). Environ. Pollut. 6 (4): 297-308.
- eu) Alekseyev, V. A., 1970. Study of Acute Phenolic Intoxication of Certain Species of Aquatic Insects and Arachnids. Hydrobiol J. 6 (5): 22-30.
- ex) See, C. L., A. L. Buikema, Jr., and J. Cairns, Jr., 1974. The Effects of Selected Toxicants on Survival of *Dugesia tigrina* (Turbellaria). ASB (Assoc. Southeast. Biol.) Bull. 21 (2): 82.
- ey) Goel, H. C. and C. P. Srivastava, 1981. Laboratory Evaluation of Some Molluscicides Against Fresh Water Snails, *Indoplanorbis* and *Lymnaea* Species. J. Commun. Dis. 13 (2): 121-127.
- ez) Hickey, C. W., 1989. Sensitivity of Four New Zealand Cladoceran Species and *Daphnia magna* to Aquatic Toxicants. N.Z. J. Mar. Freshwater Res. 23 (1): 131-137.
- fa) Henry, C. J., 1992. Effects of Rodeo Herbicide on Aquatic Invertebrates and Fathead Minnows. M.S. Thesis, South Dakota State University:63 p.
- fb) Sarkar, S. K., 1990. Toxicity Evaluation of Sodium Cyanide to Fish and Aquatic Organisms: Effects of Temperature. Sci. Cult. 56 (4): 165-168.
- fc) Polster, M., 1973. On Problems of Toxicity of Heptachlor Residues. Scr. Med. Fac. Med. Univ. Brun. Purkynianae 46 (2): 71-77.
- fd) Shim, J. C. and L. S. Self, 1973. Toxicity of Agricultural Chemicals to Larvivorous Fish in Korean Rice Fields. Trop. Med. 15 (3): 123-130.
- fe) Nishiuchi, Y. and K. Yoshida, 1972. Toxicities of Pesticides to Some Fresh Water Snails. Bull. Agric. Chem. Insp. Stn. 12: 86-92.
- ff) Chen, P. S., Y. N. Lin, and C. L. Chung, 1971. Laboratory Studies on the Susceptibility of Mosquito-Eating Fish, *Lebistes reticulatus* and the Larvae of *Culex pipiens fatigans* to Insecticides. Tai-Wan I. Hsueh Hui Tsa Chih 70 (1): 28-35.
- fg) Siegfried, B. D., 1993. Comparative Toxicity of Pyrethroid Insecticides to Terrestrial and Aquatic Insects. Environ. Toxicol. Chem. 12 (9): 1683-1689.
- fh) Roberts, D. R. and T. A. Miller, 1971. Effects of Polymer Formulations of Dursban and Abate on Non-Target Organism Populations April-October 1970. Entomological Spec. Study No. 31-004-71, U.S. Army Environ. Hyg. Agency, Edgewood Arsenal, MD:24 p.
- fi) Finger, S. E., E. F. Little, M. G. Henry, J. F. Fairchild, and T. P. Boyle, 1985, Comparison of Laboratory and Field Assessment of Fluorene - Part 1: Effects of Fluorene on the Survival, Growth, Reproduction, and Behavior In: T.P.Boyle (Ed.), Validation and Predictability of Laboratory Methods for Assessing the Fate and Effects of Contaminants in Aquatic Ecosystems, 1st Symposium, ASTM STP 865, Philadelphia, PA: 120-133.
- fj) Van Jaarsveld, J. H., 1970. Laboratory Study on the Toxicity of Dieldrin to Fresh Water Invertebrates. Phytophylactica 2: 269-274.
- fk) Mittal, P. K., H. C. Agarwal, and M. K. K. Pillai, 1980. Tolerance, Uptake and Metabolism of DDT by the Freshwater Flea *Simocephalus* sp. (Cladocera). Indian J. Exp. Biol. 18 (11): 1326-1329.
- fl) Nishiuchi, Y., H. Iwamura and K. Asano, 1985. Toxicity of Pesticides to Some Aquatic Animals. VI. Acute Toxicity of Latest Registered Pesticides to Some Aquatic Animals. Aquat. Ecol. Chem./Seitai Kagaku 8 (1): 13-15 ; C.A. Sel.-Environ. Pollut. 3: 104-30076N (1986).
- fm) Svobodova, Z., J. Bulinova, B. Machova, B. Vykusova, and R. Faina, 1986. The Toxicity of Selected Organic Dyes to Aquatic Organisms. Pr. Vyzk. Ustav Ryb. Hydrobiol. Vodnany 15: 52-60.
- fn) Stephenson, R. R., 1983. Effects of Water Hardness, Water Temperature, and Size of the Test Organism on the Susceptibility of the Freshwater Shrimp, *Gammarus pulex* (L.), to Bull. Environ. Contam. Toxicol. 31 (4): 459-466.
- fo) Cushman, R. M. and M. I. McKamey, 1981. A *Chironomus tentans* Bioassay for Testing Synthetic Fuel Products and Effluents, with Data on Acridine and Quinoline. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 26 (5): 601-605.
- fp) Holcombe, G.W., G.L.Phipps, and J.T.Fiandt, 1983. Toxicity of Selected Priority Pollutants to Various Aquatic Organisms. Ecotoxicol. Environ. Saf. 7 (4): 400-409.
- fq) Gupta, P. K. and P. S. Rao, 1982. Toxicity of Phenol, Pentachlorophenol and Sodium Pentachlorophenate to a Freshwater Pulmonate Snail *Lymnaea acuminata* (Lamarck). Arch. Hydrobiol. 94 (2): 210-217.
- fr) Shires, S. W., 1983. The Use of Small Enclosures to Assess the Toxic Effects of Cypermethrin on Fish Under Field Conditions. Pestic. Sci. 14 (5): 475-480.
- fs) Slooff, W., J. H. Canton, and J. L. M. Hermens, 1983. Comparison of the Susceptibility of 22 Freshwater Species to 15 Chemical Compounds. I. (Sub)Acute Toxicity Tests. Aquat. Toxicol. 4 (2): 113-128.
- ft) Call, D. J., L. T. Brooke, N. Ahmad, and J.E.Richter, 1983. Toxicity and Metabolism Studies with EPA Priority Pollutants and Related Chemicals in Freshwater Organisms. EPA 600/3-83-095, U.S. EPA, Duluth, MN:120 p. (U.S. NTIS PB83-263665)
- fu) Sanders, H. O., J. B. Hunn, E. Robinson-Wilson, and F. L. Mayer, Jr., 1985. Toxicity of Seven Potential Polychlorinated Biphenyl Substitutes to Algae and Aquatic Invertebrates. Environ. Toxicol. Chem. 4 (2): 149-154.
- fv) Passino, D. R. M. and A. J. Novak, 1984. Toxicity of Arsenate and DDT to the Cladoceran *Bosmina longirostris*. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 33 (3): 325-329.
- fw) Spehar, R. L., H. P. Nelson, M. J. Swanson, and J. W. Renoos, 1985. Pentachlorophenol Toxicity to Amphipods and Fathead Minnows at Different Test pH Values. Environ. Toxicol. Chem. 4: 389-397.
- fx) Gupta, P. K. and V. S. Durve, 1984. Evaluation of the Toxicity of Sodium Pentachlorophenate, Pentachlorophenol and Phenol to the Snail *Viviparus bengalensis* (L.). Arch. Hydrobiol. 101 (3): 469-475.

- fy) Phipps, G. L. and G. W. Holcombe, 1985. A Method for Aquatic Multiple Species Toxicant Testing: Acute Toxicity of 10 Chemicals to 5 Vertebrates and 2 Invertebrates. *Environ. Pollut. Ser. A Ecol. Biol.* 38 (2): 141-157.
- fz) Cowgill, U. M., I. T. Takahashi, and S. L. Applegath, 1985. A Comparison of the Effect of Four Benchmark Chemicals on *Daphnia magna* and *Ceriodaphnia dubia affinis* Tested at Two Different Temperatures. *Environ. Toxicol. Chem.* 4 (3): 415-422.
- ga) Helson, B. V. and G. A. Surgeoner, 1983. Effect of Temperature and Stage of Development on Susceptibility of *Aedes euedes* and *Aedes stimulans* (Diptera: Culicidae) Larvae to Temephos. *Can. Entomol.* 115(6):623-628
- gb) Franco, P. J., K. L. Daniels, R. M. Cushman, and G. A. Kazlow, 1984. Acute Toxicity of a Synthetic Oil, Aniline and Phenol to Laboratory and Natural Populations of Chironomid (Diptera) Larvae. *Environ. Pollut. Ser. A Ecol. Biol.* 34 (4): 321-331.
- gc) Singh, D. K. and R. A. Agarwal, 1983. In Vivo and In Vitro Studies on Synergism with Anticholinesterase Pesticides in the Snail *Lymnaea acuminata*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 12 (4): 483-487.
- gd) Mulla, M. S., H. A. Darwazeh, and L. Ede, 1982. Evaluation of New Pyrethroids Against Immature Mosquitoes and Their Effects on Nontarget Organisms. *Mosq. News* 42 (4): 583-590.
- ge) Al-Khatib, Z. I., 1985. Isolation of an Organophosphate Susceptible Strain of *Culex quinquefasciatus* From a Resistant Field Population by Discrimination Against Esterase-2 ... *J. Am. Mosq. Control Assoc.* 1 (1): 105-107.
- gf) Das, V. G. K., L. Y. Kuan, K. I. Sudderuddin, C. K. Chang, V. Thomas, C. K. Yap, M. K. Lo, G. C. Ong..., 1984. The Toxic Effects of Triorganotin (IV) Compounds on the Culicine Mosquito, *Aedes aegypti* (L.). *Toxicology* 32 (1): 57-66.
- gg) Gupta, P. K., P. S. Rao, and V. S. Mujumdar, 1984. Studies on the Toxicity of Pentachlorophenol, Sodium-Pentachlorophenate and Phenol to a Pulmonate Snail *Lymnaea luteola* (Lamarck). *Arch. Hydrobiol.* 102 (1): 123-130.
- gh) Magadza, C. H. D., 1983. Toxicity of Endosulfan to Some Aquatic Organisms of Southern Africa. *Zimbabwe J. Agric. Res.* 21 (2): 159-165.
- gi) Mount, D. I. and T. J. Norberg, 1984. A Seven-Day Life-Cycle Cladoceran Toxicity Test. *Environ. Toxicol. Chem.* 3 (3): 425-434.
- gj) Bluzat, R., O. Jonot, and J. Seuge, 1982. Acute Toxicity of a Fungicide, Thirame (Dithiocarbamate) in the Freshwater Amphipodal Crustacean *Gammarus pulex*. *Environ. Pollut. Ser. A Ecol. Biol.* 29 (3): 225-233.
- gk) El-Khatib, Z. I. and G. P. Georgioui, 1985. Geographic Variation of Resistance to Organophosphates, Propoxur and DDT in the Southern House Mosquito, *Culex quinquefasciatus*, in ... *J. Am. Mosq. Control Assoc.* 1 (3): 279-283.
- gl) Gupta, P. K. and V. S. Durve, 1984. A Study on the Effect of Temperature upon the Toxicity of Sodium Pentachlorophenate to the Freshwater Snail *Viviparus bengalensis* L.. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.* 12 (4): 369-375.
- gm) Hartman, W. A. and D. B. Martin, 1984. Effect of Suspended Bentonite Clay on the Acute Toxicity of Glyphosate to *Daphnia pulex* and *Lemna minor*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 33: 355-361.
- gn) Saha, M. K. and S. K. Konar, 1983. Acute Toxicity of Some Petroleum Pollutants to Plankton and Fish. *Environ. Ecol.* 1 (1): 117-119.
- go) Cooney, J. D., J. J. Beauchamp, and C. W. Gehrs, 1983. Effects of Temperature and Nutritional State on the Acute Toxicity of Acridineto the Calanoid Copepod, *Diaptomus clavipes* Schacht. *Environ. Toxicol. Chem.* 2: 431-439.
- gp) Boike, A. H., Jr., C. B. Rathburn, Jr., K. L. Lang, H. M. Masters, and T. G. Floore, 1985. Current Status on the Florida Abate Monitoring Program - Susceptibility Levels of Three Species of Mosquitoes During 1984. *J. Am. Mosq. Control Assoc.* 1 (4): 498-501.
- gq) Hartman, W. A. and D. B. Martin, 1985. Effects of Four Agricultural Pesticides on *Daphnia pulex*, *Lemna minor*, and *Potamogeton pectinatus*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 35 (5): 646-651.
- gr) Kagan, J., E. D. Kagan, I. A. Kagan, P. A. Kagan, and S. Quigley, 1985. The Phototoxicity of Non-Carcinogenic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Aquatic Organisms. *Chemosphere* 14 (11-12): 1829-1834.
- gs) Watton, A. J. and H. A. Hawkes, 1984., The Acute Toxicity of Ammonia and Copper to the Gastropod *Potamopyrgus jenkinsi* (Smith). *Environ. Pollut. Ser. A Ecol. Biol.* 36 (1): 17-29.
- gt) Green, D. W. J., K. A. Williams, and D. Pascoe, 1985. Studies on the Acute Toxicity of Pollutants to Freshwater Macroinvertebrates 2. Phenol. *Arch. Hydrobiol.* 103 (1): 75-82.
- gu) Foran, J. A., P. J. Germuska, and J. J. Delfino, 1985. Acute Toxicity of Aldicarb, Aldicarb Sulfoxide, and Aldicarb Sulfone to *Daphnia laevis*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 35 (4): 546-550.
- gv) Naqvi, S. M., V. O. Davis, and R. M. Hawkins, 1985. Percent Mortalities and LC50 Values for Selected Microcrustaceans Exposed to Treflan, Cutrine-Plus, and MSMA Herbicides. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 35 (1): 127-132.
- gw) Crossland, N. O. and J. M. Hillaby, 1985. Fate and Effects of 3,4-Dichloroaniline in the Laboratory and in Outdoor Ponds: II. Chronic Toxicity to *Daphnia spp.* and Other Invertebrates. *Environ. Toxicol. Chem.* 4 (4): 489-499.
- gx) Halliday, W. R. and G. P. Georgioui, 1985. Cross-Resistance and Dominance Relationships of Pyrethroids in a Permethrin-Selected Strain of *Culex quinquefasciatus* (Diptera: Culicidae). *J. Econ. Entomol.* 78: 1227-1232.
- gy) Halliday, W. R. and G. P. Georgioui, 1985. Inheritance of Resistance to Permethrin and DDT in the Southern House Mosquito (Diptera: Culicidae). *J. Econ. Entomol.* 78: 762-767.
- gz) Rao, S. V. R. and K. J. Nath, 1983. Biological Effect of Some Poisons on *Canthocamptus* (Crustacea spp). *Int. J. Environ. Stud.* 21 (3-4): 271-275.
- ha) Hemingway, J. and G. P. Georgioui, 1983. Studies on the Acetylcholinesterase of *Anopheles albimanus* Resistant and Susceptible to Organophosphate and Carbamate Insecticides. *Pestic. Biochem. Physiol.* 19 (2): 167-171.
- hb) Stephenson, R. R. and D. F. Kane, 1984. Persistence and Effects of Chemicals in Small Enclosures in Ponds. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 13 (3): 313-326.
- hc) Stephenson, R. R. and D. F. Kane, 1984. Persistence and Effects of Chemicals in Small Enclosures in Ponds. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 13 (3): 313-326.
- hd) Canton, J. H. and W. Slooff, 1982. Substitutes for Phosphate Containing Washing Products: Their Toxicity and Biodegradability in the Aquatic Environment. *Chemosphere* 11 (9): 891-907.

- he) Fisher, S. W. and R. W. Wadleigh, 1986. Effects of pH on the Acute Toxicity and Uptake of [14C]Pentachlorophenol in the Midge, *Chironomus riparius*. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 11 (1): 1-8.
- hf) Lal, H., V. Misra, P. N. Viswanathan, and C. R. K. Murti, 1983. Comparative Studies on Ecotoxicology of Synthetic Detergents. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 7: 538-545.
- hg) Millemann, R. E., W. J. Birge, J. A. Black, R. M. Cushman, K. L. Daniels, P. J. Franco, J. M. Giddings, ..., 1984. Comparative Acute Toxicity to Aquatic Organisms of Components of Coal-Derived Synthetic Fuels. *Trans. Am. Fish. Soc.* 113 (1): 74-85.
- hh) Scott, J. G. and G. P. Georgiou, 1986. Malathion-Specific Resistance in *Anopheles stephensi* From Pakistan. *J. Am. Mosq. Control Assoc.* 2 (1): 29-32.
- hi) Collins, W. J. and R. Shank, 1983. Surface Water Contamination by Insecticides: Data From Aquatic Insect Tests That Pertain to Water Quality Criteria. Project No. A-062-Ohio, Ohio State University, Columbus, OH:75 p.
- hj) Collins, W. J. and R. Shank, 1983. Surface Water Contamination by Insecticides: Data From Aquatic Insect Tests That Pertain to Water Quality Criteria. Project No. A-062-Ohio, Ohio State University, Columbus, OH:75 p.
- hk) Beard, C. B., K. O. Kloter, M. K. Carroll, L. J. Magnuson, and H. Trapido, 1985. Response of Domestic and Peridomestic Strains of *Aedes aegypti* (Diptera: Culicidae) in New Orleans, Louisiana, Usa, to Organo-phosphate, *J. Med. Entomol.* 22 (3): 276-280.
- hl) Simanov, L., Z. Adamek, Z. Svobodova, and J. Svec, 1984. Acute Toxicity of the Insecticides Actellic EC-50 and Ambush EC-25 for Aquatic Organisms. *Vodni Hospod.* 34 (5): 127-130; *C.A. Sel.-Environ. Pollut.* 24 (101): 4 (1984).
- hm) Lewis, P. A. and C. I. Weber, 1985. A Study of the Reliability of *Daphnia* Acute Toxicity Tests. In: R.D.Cardwell, R.Purdy, and R.C.Bahner (Eds.), *Aquatic Toxicology and Hazard Assessment, 7th Symposium, ASTM STP 854, Philadelphia, PA:* 73-86.
- hn) Ewell, W. S., J. W. Gorsuch, R. O. Kringle, K. A. Robillard, and R. C. Spiegel, 1986. Simultaneous Evaluation of the Acute Effects of Chemicals on Seven Aquatic Species. *Environ. Toxicol. Chem.* 5 (9): 831-840.
- ho) Hall, W. S., R. L. Paulson, L. W. Hall, Jr., and D. T. Burton, 1986. Acute Toxicity of Cadmium and Sodium Pentachlorophenate to Daphnids and Fish. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 37 (2): 308-316.
- hp) Hedtke, S. F., C. W. West, K. N. Allen, T. J. Norberg-King, and D. I. Mount, 1986. Toxicity of Pentachlorophenol to Aquatic Organisms Under Naturally Varying and Controlled Environmental Conditions. *Environ. Toxicol. Chem.* 5 (6): 531-542.
- hq) Thurston, R. V., T. A. Gilfoil, E. L. Meyn, R. K. Zajdel, T. L. Aoki, and G. D. Veith, 1985. Comparative Toxicity of Ten Organic Chemicals to Ten Common Aquatic Species. *Water Res.* 19 (9): 1145-1155.
- hr) Cutkomp, L. K. and B. Subramanyam, 1986. Toxicity of Pyrethroids to *Aedes aegypti* Larvae in Relation to Temperature. *J. Am. Mosq. Control Assoc.* 2 (3): 347-349.
- hs) Gliwicz, M. Z. and A. Sieniawska, 1986. Filtering Activity of *Daphnia* in Low Concentrations of a Pesticide. *Limnol. Oceanogr.* 31 (5): 1132-1138.
- ht) Helson, B. V. and G. A. Surgeoner, 1986. Efficacy of Cypermethrin for the Control of Mosquito Larvae and Pupae, and Impact on Non-Target Organisms, Including Fish. *J. Am. Mosq. Control Assoc.* 2 (3): 269-275.
- hu) Majori, G., G. Sabatinelli, F. Villani, and V. Petrarca, 1986. Studies on Insecticide Susceptibility of *Anopheles gambiae* S.L. and *Culex quinquefasciatus* in the Area of Ouagadougou, Burkina Faso (West Africa). *J. Am. Mosq. Control Assoc.* 2 (3): 305-309.
- hv) Arthur, J. W., C. W. West, K. N. Allen, and S. F. Hedtke, 1987. Seasonal Toxicity of Ammonia to Five Fish and Nine Invertebrate Species. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 38 (2): 324-331.
- hw) Fisher, S. W., 1986. Effects of Temperature on the Acute Toxicity of PCP in the Midge *Chironomus riparius* Meigen. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 36 (5): 744-748.
- hx) Hamelink, J. L., D. R. Buckler, F. L. Mayer, D. U. Palawski, and H. O. Sanders, 1986. Toxicity of Fluridone to Aquatic Invertebrates and Fish. *Environ. Toxicol. Chem.* 5 (1): 87-94.
- hy) Sharma, M. P. and A. K. Dattagupta, 1983. Response of Some Freshwater Micrometazoans to DDT. *Proc. Indian Acad. Sci. Anim. Sci.* 92 (1): 19-29.
- hz) Elnabarawy, M. T., A. N. Welter, and R. R. Robideau, 1986. Relative Sensitivity of Three Daphnid Species to Selected Organic and Inorganic Chemicals. *Environ. Toxicol. Chem.* 5 (4): 393-398.
- ia) Fisher, S. W. and T. W. Lohner, 1986. Studies on the Environmental Fate of Carbaryl As a Function of pH Arch. *Environ. Contam. Toxicol.* 15 (6): 661-667.
- ib) Helson, B. V., P. D. Kingsbury, and P. De Groot, 1986. The Use of Bioassays to Assess Aquatic Arthropod Mortality From Permethrin Drift Deposits. *Aquat. Toxicol.* 9 (4-5): 253-262.
- ic) Johnson, B. T., 1986. Potential Impact of Selected Agricultural Chemical Contaminants on a Northern Prairie Wetland: A Microcosm Evaluation. *Environ. Toxicol. Chem.* 5 (5): 473-485.
- id) Neubert, J., 1986. On the Acute Toxicity of Trichlorfon Against Selected Aquatic Organisms. (Zur akuten Toxizität von Trichlorfon Gegenüber ausgewählten Wasserorganismen). *Acta Hydrochim. Hydrobiol.* 14 (6): 643-651.
- ie) Graney, R. L. and J. P. Giesy, Jr., 1987. The Effect of Short-Term Exposure to Pentachlorophenol and Osmotic Stress on the Free Amino Acid Pool of the Freshwater Amphipod *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 16 (2): 167-176.
- if) Singh, D. K. and R. A. Agarwal, 1986. Piperonyl Butoxide Synergism with Two Synthetic Pyrethroids Against *Lymnaea acuminata*. *Chemosphere* 15 (4): 493-498.
- ig) Green, D. W. J., K. A. Williams, and D. Pascoe, 1986. Studies on the Acute Toxicity of Pollutants to Freshwater Macroinvertebrates. 4. Lindane (gamma-Hexachlorocyclohexane), *Arch. Hydrobiol.* 106 (2): 263-273.
- ih) Chitra, S. and M. K. K. Pillai, 1984. Development of Organophosphorus and Carbamate-Resistance in Indian Strains of *Anopheles stephensi* Liston. *Proc. Indian Acad. Sci. Anim. Sci.* 93 (3): 159-170.

- ii) Borovsky, D., J. R. Linley, and J. Kagan, 1987. Polycyclic Aromatic Compounds As Phototoxic Mosquito Larvicides J. Am. Mosq. Control Assoc. 3 (2): 246-250.
- ij) Day, K. and N. K. Kaushik, 1987. Short-Term Exposure of Zooplankton to the Synthetic Pyrethroid, Fenvalerate, and its Effect on Rates of Filtration and Assimilation of the Alga, ... Arch. Environ. Contam. Toxicol. 16 (4): 423-432.
- ik) Fisher, S. W. and T. W. Lohner, 1987. Changes in the Aqueous Behavior of Parathion Under Varying Conditions of pH. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 16 (1): 79-84.
- il) Takahashi, I. T., U. M. Cowgill, and P. G. Murphy, 1987. Comparison of Ethanol Toxicity to *Daphnia magna* and *Ceriodaphnia dubia* Tested at Two Different Temperatures: Static Acute Toxicity Test Results. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 39 (2): 229-236.
- im) Holcombe, G. W., G. L. Phipps, A. H. Sulaiman, and A. D. Hoffman, 1987. Simultaneous Multiple Species Testing: Acute Toxicity of 13 Chemicals to 12 Diverse Freshwater Amphibian, Fish, and Invertebrate Families. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 16: 697-710.
- in) Paul, D. and S. K. Raut, 1987. Comparative Studies on the Toxicity of Endosulphan in Some Freshwater Fishes Under Different pH and Hardness of Water. Curr. Sci. 56 (7): 318-320.
- io) Poirier, D. G. and G. A. Surgeoner, 1987. Laboratory Flow-Through Bioassays of Four Forestry Insecticides Against Stream Invertebrates. Can. Entomol. 119 (9): 755-763.
- ip) Passino, D. R. M. and S. B. Smith, 1987. Acute Bioassays and Hazard Evaluation of Representative Contaminants Detected in Great Lakes Fish. Environ. Toxicol. Chem. 6 (11): 901-907.
- iq) Moore, S. B., R. A. Diehl, J. M. Barnhardt, and G. B. Avery, 1987. Aquatic Toxicities of Textile Surfactants. Text. Chem. Color. 19 (5): 29-32.
- ir) Adams, W. J., P. S. Ziegenfuss, W. J. Renaudette, and R. G. Mosher, 1986. Comparison of Laboratory and Field Methods for Testing the Toxicity of Chemicals Sorbed to Sediments. In: T.M.Poston and R.Purdy (Eds.), Community Toxicity Testing, 9th Volume, ASTM STP 921, Philadelphia, PA: 494-513.
- is) Holck, A. R. and C. L. Meek, 1987. Dose-Mortality Responses of Crawfish and Mosquitoes to Selected Pesticides. J. Am. Mosq. Control Assoc. 3 (3): 407-411.
- it) Siefert, R. E., 1987. Effects of Dursban (Chlorpyrifos) on Aquatic Organisms in Enclosures in a Natural Pond - Final Report. U.S. EPA, Duluth, MN: 214 p.
- iu) Payne, N., B. Helson, K. Sundaram, P. Kingsbury, R. Fleming, and P. Degroot, 1986. Estimating the Buffer Required Around Water During Permethrin Applications. Rep. No. FPM-X-70, Environment Canada, Forest Pest Manage. Inst., Can. Forest Serv., Sault Ste. Marie, Ontario, Canada: 26 p.
- iv) Chen, P., Y. Lin, and C. Chung, 1971. Laboratory Studies on the Susceptibility of Mosquito-Eating Fish, *Lebistes reticulatus* and the Larvae of *Culex pipiens fatigans* to Insecticides. Taiwan I. Hsueh Hui Tsa Chih 70: 28-35.
- iw) Macri, A., A. V. Stazi, and G. Dojmi di Delupis, 1988. Acute Toxicity of Furazolidone on *Artemia salina*, *Daphnia magna*, and *Culex pipiens molestus* Larvae. Ecotoxicol. Environ. Saf. 16 (2): 90-94.
- ix) Chaudhari, T. R., M. L. Jadhav, and V. S. Lomte, 1988. Acute Toxicity of Organophosphates to Fresh Water Snails From Panzara River at Dhule, MS. Environ. Ecol. 6 (1): 244-246.
- iy) Stevens, M. M., 1992. Toxicity of Organophosphorus Insecticides to Fourth-Instar Larvae of *Chironomus tepperi* Skuse (Diptera: Chironomidae). J. Aust. Entomol. Soc. 31: 335-337.
- iz) Roghair, C. J., A. Buijze, and H. N. P. Schoon, 1991. Maximum Permissible Level of the Cationic Surfactant DTDMAC for Aquatic Ecosystems. Rep. No. 719102007, Natl. Inst. Public Health Environ. Protection, Bilthoven, Netherlands: 71 p.
- ja) Norberg-King, T. J., E. J. Durhan, G. T. Ankley, and E. Robert, 1991. Application of Toxicity Identification Evaluation Procedures to the Ambient Waters of the Colusa Basin Drain, California. Environ. Toxicol. Chem. 10:891-900.
- jb) Riad, Y., H. M. El-Nahas, E. M. El-Kady, and A. A. El-Bardan, 1992. Aromatic Sulphides, Sulphoxides, and Sulphones as Larvicides for *Culex pipiens molestus* and *Aedes caspius* (Diptera: Culicidae). J. Econ. Entomol. 85 (6) 2096-2099.
- jc) Liber, K. and K. R. Solomon, 1994. Acute and Chronic Toxicity of 2,3,4,6-Tetrachlorophenol and Pentachlorophenol to *Daphnia* and Rotifers. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 26 (2): 212-221.
- jd) Sunderam, R. I. M., G. B. Thompson, J. C. Chapman, and D. M. H. Cheng, 1994. Acute and Chronic Toxicity of Endosulfan to Two Australian Cladocerans and Their Applicability in Deriving Water Quality Criteria. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 27 (4): 541-545.
- je) Henry, C. J., K. F. Higgins, and K. J. Buhl, 1994. Acute Toxicity and Hazard Assessment of Rodeo, X-77 Spreader, and Chem-Trol to Aquatic Invertebrates. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 27 (3): 392-399.
- jf) Kuhn, K. and B. Streit, 1994. Detecting Sublethal Effects of Organophosphates by Measuring Acetylcholinesterase Activity in *Gammarus*. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 53 (3): 398-404.
- gj) Pillard, D. A., 1995. Comparative Toxicity of Formulated Glycol Deicers and Pure Ethylene and Propylene Glycol to *Ceriodaphnia dubia* and *Pimephales promelas*. Environ. Toxicol. Chem. 14 (2): 311-315.
- jh) Bleeker, E. A. J., H. G. Van der Geest, M. H. S. Kraak, P. De Voogt, and W. Admiraal, 1998. Comparative Ecotoxicity of NPAHs to Larvae of the Midge *Chironomus riparius*. Aquat. Toxicol. 41 (1/2): 51-62.
- ji) Fisher, S. W., H. Dabrowska, D. L. Waller, L. Babcock-Jackson, and X. Zhang, 1994. Sensitivity of Zebra Mussel (*Dreissena polymorpha*) Life Stages to Candidate Molluscicides. J. Shellfish Res. 13 (2): 373-377.
- jj) Mulla, M. S., R. L. Metcalf, and L. W. Isaak, 1962. Some New and Highly Effective Mosquito Larvicides. Mosq. News 22 (3): 231-238.
- jk) Schmitz, A. and R. Nagel, 1995. Influence of 3,4-Dichloroaniline (3,4-DCA) on Benthic Invertebrates in Indoor Experimental Streams. Ecotoxicol. Environ. Saf. 30: 63-71.
- jil) Panwar, R. S., R. A. Gupta, H. C. Joshi, and D. Kapoor, 1982. Toxicity of Some Chlorinated Hydrocarbon and Organophosphorus Insecticides to Gastropod, *Viviparus bengalensis* Swainson. J. Environ. Biol. 3 (1): 31-36.

- jm) Roback, S. S., 1965. Environmental Requirements of Trichoptera. In: C.M.Tarzwel (Ed.), Biological Problems in Water Pollution, Trans. 3rd Seminar, Aug. 13-17, 1962, Tech. Rep. 999-WP25, U.S. Public Health Service, R.A.Taft Sanitary Engineering Center, Cincinnati, OH: 118-126.
- jn) Suedel, B. C. and J. H. Rodgers, Jr., 1996. Toxicity of Fluoranthene to *Daphnia magna*, *Hyalella azteca*, *Chironomus tentans*, and *Stylaria lacustris* in Water-Only and Whole Sediment Exposures. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 57 (1): 132-138.
- jo) Hoffman, E. R. and S. W. Fisher, 1994. Comparison of a Field and Laboratory-Derived Population of *Chironomus riparius* (Diptera: Chironomidae): Biochemical and Fitness Evidence for... . Physiol. Toxicol. Biochem. 87 (2): 318-325.
- jp) Monda, D. P., D. L. Galat, S. E. Finger, and M. S. Kaiser, 1995. Acute Toxicity of Ammonia (NH₃-N) in Sewage Effluent to *Chironomus riparius*: II. Using a Generalized Linear Model. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 28 (3): 385-390.
- jq) Julli, M. and F. R. Krassoi, 1995. Acute and Chronic Toxicity of the Thiocarbamate Herbicide, Molinate, to the Cladoceran *Moina australiensis* Sars. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 54 (5): 690-694.
- jr) Ribeiro, R., L. M. Lima, F. Goncalves, and A. M. V. M. Soares, 1995. Metier (Modular Ecotoxicity Tests in Incorporating Ecological Relevance) for Difficult Substances: *Aedes aegypti* (Diptera: Culicidae) Initial Module... . Environ. Toxicol. Chem. 14 (7): 1241-1246.
- js) Adema, D. M. M. and G. J. Vink, 1981. A Comparative Study of the Toxicity of 1,1,2-Trichloroethane, Dieldrin, Pentachlorophenol, and 3,4 Dichloroaniline for Marine and Fresh Water Chemosphere 10 (6): 533-554.
- jt) Anderson, R. L., 1982. Toxicity of Fenvalerate and Permethrin to Several Nontarget Aquatic Invertebrates. Environ. Entomol. 11 (6): 1251-1257.
- ju) Stephenson, R. R., 1982. Aquatic Toxicology of Cypermethrin. I. Acute Toxicity to Some Freshwater Fish and Invertebrates in Laboratory Tests. Aquat. Toxicol. 2 (3): 175-185.
- jv) Geiger, J. G. and A. I. Buikema, Jr., 1982. Hydrocarbons Depress Growth and Reproduction of *Daphnia pulex* (Cladocera). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 39 (6): 830-836.
- jw) Seuge, J., D. Marchal-Segault, and R. Bluzat, 1983. Acute Toxicity of a Dithiocarbamate Fungicide, Thiram, on Several Animals Species of Freshwater. Environ. Pollut. Ser. A Ecol. Biol. 31 (3): 177-189.
- jx) Sanders, H.O., M. T. Finley, and J. B. Hunn, 1983. Acute Toxicity of Six Forest Insecticides to Three Aquatic Invertebrates and Four Fishes. U.S. Fish Wildl. Serv., Tech. Pap. No. 110, Washington, D.C.:1-5.
- jy) Slooff, W., 1983. Benthic Macroinvertebrates and Water Quality Assessment: Some Toxicological Considerations. Aquat. Toxicol. 4: 73-82.
- z) Schulz, R. and M. Liess, 1995. Chronic Effects of Low Insecticide Concentrations on Freshwater Caddisfly Larvae. Hydrobiologia 299 (2): 103-113.
- ka) Norberg-King, T. J., 1987. Toxicity Data on Diazinon, Aniline, 2,4-Dimethylphenol. U.S. EPA, Duluth, MN:11 p. (Memo to C.Stephan, U.S. EPA, Duluth, MN; D.Call and L.Brooke, Center for Lake Superior Environmental Studies, Superior, WI)
- kb) Ali, A., J. K. Nayar, and R. D. Xue, 1995. Comparative Toxicity of Selected Larvicides and Insect Growth Regulators to a Florida Laboratory Population of *Aedes albopictus*. J. Am. Mosq. Control Assoc. 11 (1): 72-76.
- kc) Mittal, P. K., T. Adak, and V. P. Sharma, 1994. Comparative Toxicity of Certain Mosquitocidal Compounds to Larvivorous Fish, *Poecilia reticulata*. Indian J. Malariol. 31 (2): 43-47.
- kd) Liu, Z. T., Z. M. Kong, F. Zhou, and L. S. Wang, 1996. Bioconcentration and Toxicity Effect on Lipid Content of Aquatic Organisms. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 56 (1): 135-142.
- ke) Barry, M. J., D. C. Logan, J. T. Ahokas, and D. A. Holdway, 1995. Effect of Algal Food Concentration on Toxicity of Two Agricultural Pesticides to *Daphnia carinata*. Ecotoxicol. Environ. Saf. 32 (3): 273-279.
- kf) Jung, K., G. Bitton, and B. Koopman, 1996. Selective Assay for Heavy Metal Toxicity Using a Fluorogenic Substrate. Environ. Toxicol. Chem. 15 (5): 711-714.
- kg) Laurent, P.J., 1995. Eradication of Unwanted Crayfish Species for Astacological Management Purposes. In: R.P.Romaire (Ed.), Freshwater Crayfish VIII, Papers from the 8th Int. Symp. on Astacology, Apr. 22-26, 1990, Louisiana State Univ. Agric. Center, Baton Rouge, LA: 121-133.
- kh) Bailey, H. C., C. DiGiorgio, K. Kroll, J. L. Miller, D. E. Hinton, and G. Starrett, 1996. Development of Procedures for Identifying Pesticide Toxicity in Ambient Waters: Carbofuran, Diazinon, Chlorpyrifos. Environ. Toxicol. Chem. 15 (6): 837-845.
- kj) Zhang, T., H. Jin, and H. Zhu, 1996. Quality Criteria of Acrylonitrile for the Protection of Aquatic Life in China. Chemosphere 32 (10): 2083-2093.
- kk) Kluttgen, B., N. Kuntz, and H. T. Ratte, 1996. Combined Effects of 3,4-Dichloroaniline and Food Concentration on Life-Table of Two Related Cladocerans, *Daphnia magna* and *Ceriodaphnia quadrangula*. Chemosphere 32 (10): 2015-2028.
- kl) Bitton, G., K. Rhodes, and B. Koopman, 1996. Ceriofast: An Acute Toxicity Test Based on *Ceriodaphnia dubia* Feeding Behavior. Environ. Toxicol. Chem. 15 (2): 123-125.
- km) Yasuno, M. and V. Kerdipibule, 1967., Susceptibility of Larvae of *Culex pipiens fatigans* to Organophosphorous Insecticides in Thailand. Jpn. J. Exp. Med. 37 (6): 559-562.
- kn) Brooke, L.T., 1991 Results of Freshwater Exposures with the Chemicals Atrazine, Biphenyl, Butachlor, Carbaryl, Carbazole, Dibenzofuran, 3,3-Dichlorobenzidine, Dichlorvos... . Center for Lake Superior Environmental Studies, University of Wisconsin, Superior, WI:110 p.
- ko) Khayrandish, A. and R. J. Wood, 1993. Organophosphorus Insecticide Resistance in a New Strain of *Culex quinquefasciatus* (Diptera: Culicidae) from Tanga, Tanzania. Bull. Entomol. Res. 83 (1): 67-74.
- kp) Suseela, K. P., R. Ramadevi, and J. Chandrakantha, 1994. Toxic Effects of Pesticides on Survival and Proximate Composition of *Tubifex tubifex*. J. Ecotoxicol. Environ. Monit. 4 (1): 21-26.
- kq) Belanger, S. E., D. S. Cherry, J. L. Farris, K. G. Sappington, and J. Cairns, Jr., 1991. Sensitivity of the Asiatic Clam to Various Biocidal Control Agents. J. Am. Water Works Assoc. 83: 79-87.

- kr) Curtis, C. F. and N. Pasteur, 1981. Organophosphate Resistance in Vector Populations of the Complex of *Culex pipiens* L. (Diptera: Culicidae). Bull. Entomol. Res. 71 (1): 153-161.
- ks) Alberdi, J. L., M. E. Saenz, W. D. Di Marzio, and M. C. Tortorelli, 1996. Comparative Acute Toxicity of Two Herbicides, Paraquat and Glyphosate, to *Daphnia magna* and *D. spinulata*. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 57 (2): 229-235.
- kt) Thurston, R. V., T. A. Gilfoil, E. L. Meyn, R. K. Zajdel, T. I. Aoki, and G. D. Veith, 1985. Comparative Toxicity of Ten Organic Chemicals to Ten Common Aquatic Species. Water Res. 19 (9): 1145-1155.
- ku) Liu, Z., F. Zhou, and H. Jin, 1995. Relationship Between Bioaccumulation, Distribution of MET and Lipid Content of Aquatic Organisms. J. Environ. Sci. 7 (2): 212-217.
- kv) Konar, S. K. and T. K. Ghosh, 1981. Effects of Organophosphorus Insecticides on Fish and Fish Food Organisms. IAWPC Tech. Annu. 8: 147-160.
- kw) Maheshwari, U. K., B. C. Das, S. Paul, and S. K. Chouhan, 1989. Toxicity of Some Organic Biocides to Exotic Carp Fingerlings *Hypophthalmichthys molitrix* (C&V). J. Indian Fish. Assoc. 19: 65-68.
- kx) Bargar, T. A. and S. W. Fisher, 1997. Molluscicide Acute and Sub-Chronic Toxicity to the Three Non-Target Organisms *Hexagenia limbata*, *Ceriodaphnia dubia*, and *Pimephales promelas*, and... . Bull. Environ. Contam. Toxicol. 58 (2): 275-282.
- ky) Sweet, L. I. and P. G. Meier, 1997. Lethal and Sublethal Effects of Azulene and Longifolene to Microtox, *Ceriodaphnia dubia*, *Daphnia magna*, and *Pimephales promelas*. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 58 (2): 268-274.
- kz) Wong, C. K., 1997. Effects of Diazinon on Some Population Parameters of *Moina macrocopa* (Cladocera). Water Air Soil Pollut. 393: 393-399.
- la) Basack, S. B., M. L. Oneto, N. R. Verrengia Guerrero, and E. M. Kesten, 1997. Accumulation and Elimination of Pentachlorophenol in the Freshwater Bivalve *Corbicula fluminea*. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 58 (3): 497-503.
- lb) Bailey, H. C., J. L. Miller, M. J. Miller, L. C. Wiborg, L. Deanovic, and T. Shed, 1997. Joint Acute Toxicity of Diazinon and Chlorpyrifos to *Ceriodaphnia dubia*. Environ. Toxicol. Chem. 16 (11): 2304-2308.
- lc) Mount, D. R., D. D. Gulley, J. R. Hockett, T. D. Garrison, and J. M. Evans, 1997. Statistical Models to Predict the Toxicity of Major Ions to *Ceriodaphnia dubia*, *Daphnia magna* and *Pimephales promelas* (Fathead Minnows). Environ. Toxicol. Chem. 16 (10): 2009-2019.
- ld) Sahay, N. and R. A. Agarwal, 1997. MGK-264 Pyrethroid Synergism Against *Lymnaea acuminata*. Chemosphere 35 (5): 1011-1021.
- le) Tisler, T. and J. Zagorc-Koncan, 1997. Comparative Assessment of Toxicity of Phenol, Formaldehyde, and Industrial Wastewater to Aquatic Organisms. Water Air Soil Pollut. 97 (3/4): 315-322.
- lf) Song, M. Y., J. D. Stark, and J. J. Brown, 1997. Comparative Toxicity of Four Insecticides, Including Imidacloprid and Tebufenozide, to Four Aquatic Arthropods. Environ. Toxicol. Chem. 16 (12): 2494-2500.
- lg) Roux, D., S. Jooste, E. Truter, and P. Kempster, 1995. An Aquatic Toxicological Evaluation of Fenthion in the Context of Finch Control in South Africa. Ecotoxicol. Environ. Saf. 31 (2): 164-172.
- lh) Pantani, C., G. Pannunzio, M. De Cristofaro, A. A. Novelli, and M. Salvatori, 1997. Comparative Acute Toxicity of Some Pesticides, Metals, and Surfactants to *Gammarus italicus* Goedm. and *Echinogammarus tibaldii* Pink. and Stock... . Bull. Environ. Contam. Toxicol. 59 (6): 963-967.
- li) Cilek, J. E., G. B. Craig, Jr., and F. W. Knap, 1995. Comparative Susceptibility of Larvae of Three *Aedes* Species to Malathion and Permethrin. J. Am. Mosq. Control Assoc. 11 (4): 416-418.
- lj) Willis, K. J., N. Ling, and M. A. Chapman, 1995. Effects of Temperature and Chemical Formulation on the Acute Toxicity of Pentachlorophenol to *Simocephalus vetulus* (Schoedler, 1858)... . N.Z. J. Mar. Freshwater Res. 29 (2): 289-294.
- lk) Lydy, M. J., K. A. Bruner, D. M. Fry, and S. W. Fisher, 1990. Effects of Sediment and the Route of Exposure on the Toxicity and Accumulation of Neutral Lipophilic and Moderately Water-Soluble Metabolizable... . In: W.G.Landis and W.H.Van der Schalie (Eds.), Aquatic Toxicology and Risk Assessment, 13th Volume, ASTM STP 1096, Philadelphia, PA: 140-164.
- ll) Nelson, S. M. and R. A. Roline, 1998. Evaluation of the Sensitivity of Rapid Toxicity Tests Relative to Daphnid Acute Lethality Tests. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 60: 292-299.
- lm) Tripathi, A. M. and R. A. Agarwal, 1998. Molluscicidal and Anti-AChE Activity of Tertiary Mixtures of Pesticides. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 34 (3): 271-274.
- ln) Hyne, R. V. and D. A. Everett, 1998. Application of a Benthic Euryhaline Amphipod, *Corophium sp.*, as a Sediment Toxicity Testing Organism for Both Freshwater and Estuarine Systems. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 34 (1): 26-33.
- lo) Sahay, N., D. K. Singh, and R. A. Agarwal, 1991. Synergistic Effect of Piperonyl Butoxide on the Toxicity of Synthetic Pyrethroids in the Snail *Lymnaea (Radix) acuminata*. J. Med. & Appl. Malacol. 3: 107-111.

Literatur zu Daphnia magna

- lp) Kimerle, R. A. and R. D. Swisher, 1977. Reduction of Aquatic Toxicity of Linear Alkylbenzene Sulfonate (LAS) by Biodegradation. *Water Res.* 11 (1): 31-37.
- lq) Schneider, P. W. Jr., J. R. Gibson, G. C. Cramm, and S. P. Shrivastava, 1979. Uptake, Depuration, and Toxicity of Hexamethylphosphoramide in Aquatic Organisms. In: L.L. Marking and R.A. Kimerle (Eds.), *Aquatic Toxicology and Hazard Assessment*, 2nd Symposium, ASTM STP 667, Philadelphia, PA: 181-192.
- lr) Parkhurst, B. R., A. S. Bradshaw, J. L. Forte, and G. P. Wright, 1979. An Evaluation of the Acute Toxicity to Aquatic Biota of a Coal Conversion Effluent and its Major Components. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 23 (3): 349-356.
- ls) Beusen, J. M. and B. Neven, 1989. Toxicity of Dimethoate to *Daphnia magna* and Freshwater Fish. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 42 (1): 126-133.
- lt) Nebeker, A. V., 1982. Evaluation of a *Daphnia magna* Renewal Life-Cycle Test Method with Silver and Endosulfan. *Water Res.* 16 (5): 739-744.
- lu) Kuhn, R., M. Pattard, K. Pernak, and A. Winter, 1989. Results of the Harmful Effects of Selected Water Pollutants (Anilines, Phenols, Aliphatic Compounds) to *Daphnia magna*. *Water Res.* 23 (4): 495-499.
- lv) Kuhn, R., M. Pattard, K. Pernak, and A. Winter, 1989. Results of the Harmful Effects of Water Pollutants to *Daphnia magna* in the 21 Day Reproduction Test. *Water Res.* 23 (4): 501-510.
- lw) Canton, J. H., P. A. Greve, W. Slooff, and G. J. Van Esch, 1975. Toxicity, Accumulation and Elimination Studies of alpha-Hexachlorocyclohexane (alpha-HCH) with Freshwater Organisms of Different Trophic Levels. *Water Res.* 9 (12): 1163-1169.
- lx) Cardwell, R. D., D. G. Foreman, T. R. Payne, and D. J. Wilbur, 1977. Acute and Chronic Toxicity of Chlordane to Fish and Invertebrates. *Ecol. Res. Ser., EPA-600/3-77-019*, Environ. Res. Lab., U.S. EPA, Duluth, MN: 126 p.
- ly) Adema, D. M. M., 1978. *Daphnia magna* as a Test Animal in Acute and Chronic Toxicity Tests. *Hydro-biologia* 59 (2): 125-134.
- lz) Randall, W. F., W. H. Dennis, and M. C. Warner, 1979. Acute Toxicity of Dechlorinated DDT, Chlordane and Lindane to Bluegill (*Lepomis macrochirus*) and *Daphnia magna*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 21 (6): 849-854.
- ma) Randall, T. L. and P. V. Knopp, 1980. Detoxification of Specific Organic Substances by Wet Oxidation. *J. Water Pollut. Control Fed.* 52 (8): 2117-2130.
- mb) Dave, G., K. Andersson, R. Berglund, and B. Hasselrot, 1981. Toxicity of Eight Solvent Extraction Chemicals and of Cadmium to Water Fleas, *Daphnia magna*, Rainbow Trout, *Salmo gairdneri*, and Zebrafish, ... *Comp. Biochem. Physiol.* 69C (1): 83-98.
- mb) Rach, J. J., T. D. Bills, and L. L. Marking, 1988. Acute and Chronic Toxicity of Rotenone to *Daphnia magna*. *Invest. Fish Control No. 92*, Fish Wildl. Serv., Bur. Sport Fish. Wildl., U.S.D.I., Washington, DC: 5 p.
- md) Baird, D. J., I. Barber, M. Bradley, A. M. V. M. Soares, and P. Calow, 1991. A Comparative Study of Genotype Sensitivity to Acute Toxic Stress Using Clones of *Daphnia magna* Straus. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 21 (3): 257-265.
- me) Stratton, G. W. and J. Giles, 1990. Importance of Bioassay Volume in Toxicity Tests Using Algae and Aquatic Invertebrates. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 44 (2): 420-427.
- mf) Solski, A. and E. Erndt, 1987. An Assessment of Rokanol Toxicity to a Population and to an Aquatic Ecosystem. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 34 (4): 551-566.
- mg) LeBlanc, G. A., 1980. Acute Toxicity of Priority Pollutants to Water Flea (*Daphnia magna*). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 24 (5): 684-691.
- mh) Canton, J. H. and E. A. M. Mathijssen-Spiekman, 1983. Comparative Short-Term Research with Water-Organisms to Determine the Acute Toxicity of a Number of Biocides. Rep. No. 668115-001, Natl. Inst. Public Health Environ. Hyg.: 6 p.
- mi) Maas, J. L., 1982. Toxicity of Pesticides. Laboratory for Ecotoxicology, Institute for Inland Water Management and Waste Water Treatment, Report No. 82-15: 4 p.
- mj) Maas, J. L., 1990. Toxicity Research with Thiourea. Laboratory for Ecotoxicology, Institute for Inland Water Management and Waste Water Treatment, Report No. AOCE: 4 p.
- mk) Maas-Diepeveen, J. L. and C. J. Van Leeuwen, 1986. Aquatic Toxicity of Aromatic Nitro Compounds and Anilines to Several Freshwater Species. Laboratory for Ecotoxicology, Institute for Inland Water Management and Waste Water Treatment, Report No. 86-42: 10 p.
- ml) Rawash, I. A., I. A. Gaaboub, F. M. El-Gayar, and A. Y. El-Shazli, 1975. Standard Curves for Nuvacron, Malathion, Sevin, DDT and Kelthane Tested Against the Mosquito *Culex pipiens* L. and the Microcrustacean *Daphnia magna*.... *Toxicology* 4 (2): 133-144.
- mm) Hermens, J., H. Canton, N. Steyger, and R. Wegman, 1984. Joint Effects of a Mixture of 14 Chemicals on Mortality and Inhibition of Reproduction of *Daphnia magna*. *Aquat. Toxicol.* 5 (4): 315-322.
- mn) Oikari, A., J. Kukkonen, and V. Virtanen, 1992. Acute Toxicity of Chemicals to *Daphnia magna* in Humic Waters. *Sci. Total Environ.* 117/118: 367-377.
- mo) Bringmann, G. and R. Kuhn, 1977. The Effects of Water Pollutants on *Daphnia magna*. *Z. Wasser-Abwasser-Forsch.* 10 (5): 161-166; TR-79-1204, English Translation, Literature Research Company: 13 p.
- mp) Bentley, R. E., G. A. LeBlanc, T. A. Hollister, and B. H. Sleight III, 1977. Acute Toxicity of 1,3,5,7-Tetranitrooctahydro-1,3,5,7-Tetrazocine (HMX) to Aquatic Organisms. U.S. Army Medical Res. Develop. Command, Washington, D.C.: 23 p.
- mq) Liu, D. H. W., R. J. Spanggord, and H. C. Bailey, 1976. Toxicity of TNT Wastewater (Pink Water) to Aquatic Organisms. Contract No. DAMD 17-75-C-5056, Defense Technical Information Center, No. ADA031067, U.S. Army Med. Res. Develop. Command, Washington, D.C.: 33 p.
- mr) Munoz, M. J. and J. V. Tarazona, 1993. Synergistic Effect of Two- and Four-Component Combinations of the Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: Phenanthrene, Anthracene, Naphthalene and.... *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 50 (3): 363-368.

- ms) Bogacka, T. and J. Groba, 1980. Toxicity and Biodegradation of Chlorfenvinfos, Carbaryl, and Propoxur in an Aquatic Environment. *Bromatol. Chem. Toksykol.* 13 (2): 151-158.
- mt) Janssen, C. R. and G. Persoone, 1993. Rapid Toxicity Screening Tests for Aquatic Biota. 1. Methodology and Experiments with *Daphnia magna*. *Environ. Toxicol. Chem.* 12: 711-717.
- mu) Maier, K. J., C. G. Foe, and A. W. Knight, 1993. Comparative Toxicity of Selenate, Selenite, Seleno-DL-Methionine and Seleno-DL-Cystine to *Daphnia magna*. *Environ. Toxicol. Chem.* 12: 755-763.
- mv) Ernst, W., K. Doe, P. Jonah, J. Young, G. Julien, and P. Hennigar, 1991. The Toxicity of Chlorothalonil to Aquatic Fauna and the Impact of Its Operational Use on a Pond Ecosystem. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 21:1-9; In: P.Chapman, F.Bishay, E.Power, K.Hall, L.Harding, D.McLeay... (Eds.), *Proc. 17th Annual Aquatic Toxicity Workshop*, Nov. 5-7, 1990, Vancouver, B.C., Can. Tech. Rep. Fish Aquat. Sci. No. 1774, Vol. 1: 301-302.
- mw) Benijts-Claus, C. and G. Persoone, 1975. The Influence of the Formulation of the Herbicide Paraquat on its Toxicity for Aquatic Organisms. *Meded. Fac. Landbouwwet. Rijksuniv. Gent* 40 (2 Pt. 2): 1161-1173.
- mx) Lejczak, B., 1977. Effect of Insecticides: Chlorphenvinphos Carbaryl and Propoxur on Aquatic Organisms. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 24 (4): 583-591.
- my) Hessov, L., 1975. Toxicity of 5-Hydroxymethylfurfural and Furfural to *Daphnia magna*. *Acta Pharmacol. Toxicol.* 37 (1): 94-96.
- mz) Buhl, K. J., S. J. Hamilton, and J. C. Schmulbach, 1993. Acute Toxicity of the Herbicide Bromoxynil to *Daphnia magna*. *Environ. Toxicol. Chem.* 12: 1455-1468.
- na) Bazin, C., P. Chambon, M. Bonnefille, and G. Larbaitg, 1987. Compared Sensitivity of Luminescent Marine Bacteria (Photobacterium phosphoreum) and Daphnia Bioassays. *Sci. Eau.* 6: 403-413.
- nb) Finger, S. E., E. F. Little, M. G. Henry, J. F. Fairchild, and T. P. Boyle, 1985. Comparison of Laboratory and Field Assessment of Fluorene - Part 1: Effects of Fluorene on the Survival, Growth, Reproduction, and Behavior In: T. P. Boyle (Ed.), *Validation and Predictability of Laboratory Methods for Assessing the Fate and Effects of Contaminants in Aquatic Ecosystems*, 1st Symposium, ASTM STP 865, Philadelphia, PA: 120-133.
- nc) Ferrando, M. D., E. Andreu-Moliner, and A. Fernandez-Casalderrey, 1992. Relative Sensitivity of *Daphnia magna* and *Brachionus calyciflorus* to Five Pesticides. *J. Environ. Sci. Health B27* (5): 511-522.
- nd) Eastmond, D. A., G. M. Booth, and M. L. Lee, 1984. Toxicity, Accumulation, and Elimination of Polycyclic Aromatic Sulfur Heterocycles in *Daphnia magna*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 13 (1): 105-111.
- ne) Conway, R. A., G. T. Waggy, M. H. Spiegel, and R. L. Berglund, 1983. Environmental Fate and Effects of Ethylene Oxide. *Environ. Sci. & Technol.* 17 (2): 107-112.
- nf) Allen, Y., P. Calow, and D. J. Baird, 1995. A Mechanistic Model of Contaminant-Induced Feeding Inhibition in *Daphnia magna*. *Environ. Toxicol. Chem.* 14 (9): 1625-1630.
- ng) Crider, J. Y., J. Wilhm, and H. J. Harmon, 1982. Effects of Naphthalene on the Hemoglobin Concentration and Oxygen Uptake of *Daphnia magna*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 28: 52-57.
- nh) Blaylock, B. G., M. L. Frank, and J. F. McCarthy, 1985. Comparative Toxicity of Copper and Acridine to Fish, *Daphnia* and Algae. *Environ. Toxicol. Chem.* 4 (1): 63-71.
- ni) Mayes, M. A. and D. C. Dill, 1984. The Acute Toxicity of Picloram, Picloram Potassium Salt, and Picloram Triisopropanolamine Salt to Aquatic Organisms. *Environ. Toxicol. Chem.* 3 (2): 263-269.
- nj) Berglind, R. and G. Dave, 1984. Acute Toxicity of Chromate, DDT, PCP, TPBS, and Zinc to *Daphnia magna* Cultured in Hard and Soft Water. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 33 (1): 63-68.
- nk) Van Leeuwen, C. J., J. L. Maas-Diepeveen, G. Niebeek, W. H. A. Vergouw, P. S. Griffioen, and M. W. Luijken, 1985. Aquatic Toxicological Aspects of Dithiocarbamates and Related Compounds. I. Short-Term Toxicity Tests. *Aquat. Toxicol.* 7 (3): 145-164.
- nl) Alexander, H. C., F. M. Gersich, and M. A. Mayes, 1985. Acute Toxicity of Four Phenoxy Herbicides to Aquatic Organisms. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 35 (3): 314-321.
- nm) Ghetti, P. F. and G. Gorbi, 1985. Effects of Acute Parathion Pollution on Macroinvertebrates in a Stream. *Int. Assoc. Theor. Appl. Limnol. Proc. /Int. Ver. Theor. Angew. Limnol. Verh.* 22: 2426-2431.
- nn) Gersich, F. M. and M. A. Mayes, 1986. Acute Toxicity Tests with *Daphnia magna* Straus and Pimephales promelas Rafinesque in Support of National Pollutant Discharge Elimination Permit *Water Res.* 20 (7): 939-941.
- no) Gersich, F. M., F. A. Blanchard, S. L. Applegath, and C. N. Park, 1986. The Precision of Daphnid (*Daphnia magna* Straus, 1820) Static Acute Toxicity Tests. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 15 (6): 741-749.
- np) Krautter, G. R., R. W. Mast, H. C. Alexander, C. H. Wolf, M. A. Friedman, F. J. Koschier, and C. M. Thompson, 1986. Acute Aquatic Toxicity Tests with Acrylamide Monomer and Macroinvertebrates and Fish. *Environ. Toxicol. Chem.* 5 (4): 373-377.
- nq) Kukkonen, J. and A. Oikari, 1987. Effects of Aquatic Humus on Accumulation and Acute Toxicity of Some Organic Micropollutants. *Sci. Total Environ.* 62: 399-402.
- nr) LeBlanc, G., 1976. Acute Toxicity of Tributyltin oxide to *Daphnia magna*. U.S. EPA-OPP Registration Standard.
- ns) Vilkas, A., 1976. Acute Toxicity of Diazinon Technical to the Water Flea, *Daphnia magna* Straus. U.S. EPA-OPP Registration Standard.
- nt) Kaushik, N. K. and G. L. Stephenson, 1986. Toxicity of Pentachlorophenol to Zooplankton. In: *Technol. Transfer Conf. Part B: Water Qual. Res., Minist. of Environ., Toronto, Ontario, Canada*: 192-203.
- nu) Marchini, S., L. Passerini, D. Cesareo, and M. L. Tosato, 1988. Herbicidal Triazines: Acute Toxicity on Daphnia, Fish, and Plants and Analysis of its Relationships with Structural Factors. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 16 (2): 148-157.
- nv) Hattori, M., K. Senoo, S. Harada, Y. Ishizu, and M. Goto, 1984. The *Daphnia* Reproduction Test of Some Environmental Chemicals. *Aquat. Ecol. Chem. / Seitai Kagaku* 6 (4): 23-27.

- nw) Adams, W. J., G. R. Biddinger, K. A. Robillard, and J. W. Gorsuch, 1995. A Summary of the Acute Toxicity of 14 Phthalate Esters to Representative Aquatic Organisms. *Environ. Toxicol. Chem.* 14 (9): 1569-1574.
- nx) Bishop, W. E. and R. L. Perry, 1981. Development and Evaluation of a Flow-Through Growth Inhibition Test with Duckweed (*Lemna minor*). In: D.R.Branson and K.L.Dickson (Eds.), *Aquatic Toxicology and Hazard Assessment*, 4th Conference, ASTM STP 737, Philadelphia, PA:421-435.
- ny) Gaaboub, I. A., F. M. El-Gayar, and E. M. Helal, 1975. Comparative Bioassay Studies on Larvae of *Culex pipiens* and the Microcrustacean *Daphnia magna*. *Bull. Entomol. Soc. Egypt, Econ. Ser.* 9: 77-84.
- nz) Richter, J. E., S. F. Peterson, and C. F. Kleiner, 1983. Acute and Chronic Toxicity of Some Chlorinated Benzenes, Chlorinated Ethanes, and Tetrachloroethylene to *Daphnia magna*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 12 (6): 679-684.
- oa) Kersting, K. and R. Van Wijngaarden, 1992. Effects of Chlorpyrifos on a Microecosystem. *Environ. Toxicol. Chem.* 11 (3): 365-372.
- ob) Janssen, C. R., E. Q. Espiritu, and G. Persoone, 1993. Evaluation of the New "Enzymatic Inhibition" Criterion for Rapid Toxicity Testing with *Daphnia magna*. In: A.Soaes and P.Calow (Eds.), *Progress in Standardization of Aquatic Toxicity Tests*, Lewis Publ.: 71-81.
- oc) Tosato, M. L., L. Vigano, B. Skagerberg, and S. Clement, 1991. A New Strategy for Ranking Chemical Hazards. Framework and Application. *Environ. Sci. Technol.* 25: 695-702.
- od) Poirier, S., 1990. Memorandum. Center for Lake Superior Environmental Studies, University of Wisconsin, Superior, WI:12 p.
- oe) Crisinel, A., L. Delaunay, D. Rossel, J. Tarradellas, H. Meyer, H. Saiah, P. Vogel, C. Delisle, and C. Blaise, 1994. Cyst-Based Ecotoxicological Tests Using Anostracans: Comparison of Two Species of *Streptocephalus*. *Environ. Toxicol. Water Qual.* 9 (4): 317-326.
- of) Wernersson, A. S. and G. Dave, 1997. Phototoxicity Identification by Solid Phase Extraction and Photoinduced Toxicity to *Daphnia magna*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 32 (3): 268-273.
- og) Guilhermino, L., R. Ribeiro, F. Goncalves, and A. M. V. M. Soares, 1996. Metier (Modular Ecotoxicity Tests Incorporating Ecological Relevance) for Difficult Substances - III. Effects of Medium Renewal and Use of a Carrier.... *Environ. Pollut.* 92 (1): 97-99.
- oh) Ferrando, M. D., E. Sancho, and E. Andreu-Moliner, 1996. Accumulation of Tetradifon in an Algae (*Nannochloris oculata*) and the Cladoceran, *Daphnia magna*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 57 (1): 139-145.
- oi) Ruparelia, S. G., Y. Verma, M. C. Hargan, K. Venkaiah, and P. K. Kulkarni, 1995. Toxicity of Synthetic Pyrethroid (Cypermethrin) to Chichlid (*Sarotherodon mossambicus*) and Daphnid (*Daphnia magna*). *Indian J. Environ. Prot.* 15 (6): 415-419.
- oj) Verma, Y., S. G. Ruparelia, M. C. Hargan, and P. K. Kulkarni, 1996. Acute Toxicity of Fenvalerate to Fish and *Daphnia*. *Acta Ecol.* 18 (2): 116-120.
- ok) Zou, E. and M. Fingerman, 1997. Effects of Estrogenic Xenobiotics on Molting of the Water Flea, *Daphnia magna*. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 38 (3): 281-285.

Tabelle X-2. Liste der in den Untersuchungsgewässern nachgewiesenen Makroinvertebraten-Arten. Neben den Artnamen sind die Variablen des Sensitivity-Recovery-Index (SR-Index) und die Länge des Generationszyklus (Voltinie) angegeben. Legende: *s* = relative physiologische Empfindlichkeit (Einordnung auf Ordnungsebene); *m* = Wanderungsfähigkeit (Einordnung auf Ordnungsebene); *w_r* = Gewichtungsfaktor für Reproduktionseigenschaften (Einordnung auf Artebene); *w_s* = Gewichtungsfaktor für relative physiologische Empfindlichkeit (Einordnung wie *s*); Voltinie: Dauer des Generationszyklus (vereinfachte Angaben; *s* = semivoltin; *m* = monovoltin; *p* = bi- bis plurivoltin).

Ordnung	Art / Artengruppe	<i>s</i>	<i>m</i>	<i>w_r</i>	<i>w_s</i>	Voltinie
Amphipoda	<i>Gammarus pulex</i>	1,18	1	1	1	p
	<i>Gammarus roeseli</i>	1,18	1	1	1	p
Coleoptera	<i>Agabus bipustulatus</i>	2,27	1	16	1	m
	<i>Agabus didymus</i>	2,27	1	16	1	m
	<i>Agabus paludosus</i>	2,27	1	16	1	m
	<i>Agabus</i> spec.	2,27	1	16	1	m
	<i>Anacaena globulus</i>	2,27	1	16	1	m
	<i>Anacaena limbata</i>	2,27	1	16	1	m
	<i>Anacaena lutescens</i>	2,27	1	16	1	m
	<i>Anacaena</i> spec.	2,27	1	16	1	m
	<i>Berosus signaticollis</i>	2,27	1	16	1	m
	<i>Brychius elevatus</i>	2,27	1	16	1	s
	<i>Coelambus</i> spec.	2,27	1	16	1	m
	<i>Colymbetes</i> spec.	2,27	1	16	1	m
	<i>Dryopidae</i> spec.	2,27	1	16	1	m
	<i>Dryops</i> spec.	2,27	1	16	1	m
	<i>Dytiscidae</i> spec.	2,27	1	1	1	p
	<i>Dytiscus marginalis</i>	2,27	1	1	1	p
	<i>Elmis aenea</i>	2,27	1	16	1	s
	<i>Elmis maugetii</i>	2,27	1	16	1	s
	<i>Elmis</i> spec.	2,27	1	16	1	s
	<i>Graphoderus cinereus</i>	2,27	1	16	1	m
	<i>Gyrinus</i> spec.	2,27	1	16	1	m
	<i>Gyrinus substriatus</i>	2,27	1	16	1	m
	<i>Haliphus confinis</i>	2,27	1	16	1	s
	<i>Haliphus</i> spec.	2,27	1	16	1	s
	<i>Helodes</i> spec.	2,27	1	16	1	m
	<i>Helophorus</i> spec.	2,27	1	16	1	m
	<i>Hydraena</i> spec.	2,27	1	16	1	m
	<i>Hydraenidae</i> spec.	2,27	1	16	1	m
	<i>Hydrobius fuscipes</i>	2,27	1	16	1	m
	<i>Hydrophilidae</i> spec.	2,27	1	16	1	m
	<i>Hydrophorus</i> spec.	2,27	1	16	1	m
	<i>Hygrotus</i> spec.	2,27	1	16	1	m
	<i>Hyphydrus ovatus</i>	2,27	1	16	1	m
	<i>Ilybius fuliginosus</i>	2,27	1	16	1	m
	<i>Ilybius obscurus</i>	2,27	1	16	1	m
	<i>Ilybius</i> spec.	2,27	1	16	1	m
	<i>Laccobius</i> spec.	2,27	1	16	1	m
(wird fortgesetzt)	<i>Laccophilus hyalinus</i>	2,27	1	16	1	m

Ordnung	Art / Artengruppe	<i>s</i>	<i>m</i>	<i>w_r</i>	<i>w_s</i>	Voltinie
Coleoptera (fortgesetzt)	<i>Limnius</i> spec.	2,27	1	16	1	s
	<i>Limnius volckmari</i>	2,27	1	16	1	s
	<i>Orectochilus villosus</i>	2,27	1	16	1	m
	<i>Oulimnius tuberculatus</i>	2,27	1	16	1	s
	<i>Platambus maculatus</i>	2,27	1	16	1	m
Decapoda	<i>Orconectes limosus</i>	2,48	0	16	1	s
Diptera	<i>Atherix ibis</i>	2,12	0	16	1	m
	<i>Atherix</i> spec.	2,12	0	16	1	m
	<i>Ceratopogonidae</i> spec.	2,12	0	1	1	p
	<i>Chironomidae</i> spec.	2,11	0	16	1	m
	<i>Chironomus thummi</i> -Gruppe	2,11	0	16	1	m
	<i>Culicidae</i> spec.	2,12	0	16	1	s
	<i>Cylindrotoma</i> spec.	2,12	0	1	1	p
	<i>Dicranotidae</i> spec.	2,12	0	16	1	m
	<i>Dixidae</i> spec.	2,12	0	16	1	m
	<i>Eloeophila</i> spec.	2,12	0	16	1	m
	<i>Ericocera</i> spec.	2,12	0	16	1	m
	<i>Haematopota</i> spec.	2,12	0	16	1	m
	<i>Limoniidae</i> spec.	2,12	0	16	1	m
	<i>Psychodidae</i> spec.	2,12	0	16	1	m
	<i>Ptychoptera</i> spec.	2,12	0	16	1	m
	<i>Ptychopteridae</i> spec.	2,12	0	16	1	m
	<i>Simuliidae</i> spec.	2,12	0	1	1	p
	<i>Stratiomyiidae</i> spec.	2,12	0	16	1	m
	<i>Tabanidae</i> spec.	2,12	0	16	1	m
	<i>Tipulidae</i> spec.	2,12	0	16	1	m
Ephemeroptera	<i>Baetis niger</i>	1,56	0	1	50	p
	<i>Baetis rhodani</i>	1,56	0	1	50	p
	<i>Baetis</i> spec.	1,56	0	1	50	p
	<i>Baetis vernus</i>	1,56	0	1	50	p
	<i>Brachycercus harrisella</i>	1,56	0	16	50	m
	<i>Caenis horaria</i>	1,56	0	16	50	m
	<i>Caenis luctuosa</i>	1,56	0	1	50	p
	<i>Caenis</i> spec.	1,56	0	16	50	m
	<i>Centroptilium luteolum</i>	1,56	0	1	50	p
	<i>Cloeon dipterum</i>	1,18	0	1	50	p
	<i>Ecdyonurus torrentis</i>	1,56	0	16	50	m
	<i>Electrogena lateralis</i>	1,56	0	16	50	m
	<i>Electrogena</i> spec.	1,56	0	16	50	m
	<i>Epeorus sylvicola</i>	1,56	0	16	50	m
	<i>Ephemerella danica</i>	1,56	0	16	50	s
	<i>Ephemerella ignita</i>	1,56	0	16	50	m
	<i>Ephemerella mucronota</i>	1,56	0	16	50	m
	<i>Habroleptoides confusa</i>	1,56	0	16	50	m
	<i>Habrophlebia fusca</i>	1,56	0	16	50	m
(wird fortgesetzt)	<i>Habrophlebia lauta</i>	1,56	0	16	50	m

Ordnung	Art / Artengruppe	<i>s</i>	<i>m</i>	<i>w_r</i>	<i>w_s</i>	Voltinie
Ephemeroptera (fortgesetzt)	<i>Heptagenia flava</i>	1,56	0	16	50	m
	<i>Heptagenia spec.</i>	1,56	0	16	50	m
	<i>Leptophlebia marginata</i>	1,56	0	16	50	m
	<i>Leptophlebia vespertina</i>	1,56	0	16	50	m
	<i>Paraleptophlebia cincta</i>	1,56	0	16	50	m
	<i>Paraleptophlebia submarginata</i>	1,56	0	16	50	m
	<i>Procloeon bifidum</i>	1,56	0	1	50	p
	<i>Rhithrogena semicolorata</i>	1,56	0	16	50	m
	<i>Siphonurus lacustris</i>	1,56	0	16	50	m
Gastropoda	<i>Acroloxus lacustris</i>	3,11	0	16	1	m
	<i>Ancylus fluviatilis</i>	3,11	0	16	1	s
	<i>Anisus spec.</i>	3,11	0	16	1	m
	<i>Aplexa hypnorum</i>	3,11	0	16	1	m
	<i>Bathyomphalus contortus</i>	3,11	0	16	1	m
	<i>Bithynia tentaculata</i>	3,11	0	16	1	m
	<i>Galba truncatula</i>	3,11	0	16	1	m
	<i>Gyraulus albus</i>	3,11	0	16	1	m
	<i>Lymnaea stagnalis</i>	3,11	0	16	1	m
	<i>Physa fontinalis</i>	3,11	0	16	1	m
	<i>Physella acuta</i>	3,11	0	16	1	m
	<i>Planorbarius corneus</i>	3,11	0	16	1	m
	<i>Planorbis planorbis</i>	3,11	0	16	1	m
	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	3,11	0	1	1	p
	<i>Potamopyrgus jenkinsi</i>	3,11	0	1	1	p
	<i>Radix ovata</i>	3,11	0	1	1	p
	<i>Radix spec.</i>	3,11	0	1	1	p
	<i>Stagnicola corvus/palustris</i>	3,11	0	16	1	m
	<i>Stagnicola spec.</i>	3,11	0	16	1	m
	<i>Viviparus spec.</i>	3,11	0	16	1	s
Heteroptera	<i>Corixa punctata</i>	2,21	1	16	1	m
	<i>Gerris spec.</i>	2,21	1	1	1	p
	<i>Hesperocorixa sahlbergi</i>	2,21	1	16	1	m
	<i>Heteroptera spec.</i>	2,21	1	16	1	m
	<i>Hydrometra spec.</i>	2,21	1	16	1	m
	<i>Hydrometra stagnorum</i>	2,21	1	16	1	m
	<i>Ilyocoris cimicoides</i>	2,21	1	16	1	m
	<i>Nepa cinerea</i>	2,21	1	16	1	m
	<i>Notonecta glauca</i>	2,21	1	16	1	m
	<i>Notonecta spec.</i>	2,21	1	16	1	m
	<i>Notonex spec.</i>	2,21	1	16	1	m
	<i>Paracorixa concinna</i>	2,21	1	16	1	m
	<i>Plea minutissima</i>	2,21	1	16	1	m
	<i>Sigara spec.</i>	2,20	1	16	1	s
	<i>Velia caprai</i>	2,21	1	16	1	m
	<i>Velia spec.</i>	2,21	1	16	1	m
Hirudinea	<i>Erpobdella octoculata</i>	4,13	0	16	1	m

Ordnung	Art / Artengruppe	<i>s</i>	<i>m</i>	<i>w_r</i>	<i>w_s</i>	Voltinie
Hirudinea (fortgesetzt)	<i>Glossiphonia complanata</i>	4,13	0	16	1	m
	<i>Glossiphonia heteroclita</i>	4,13	0	16	1	m
	<i>Haemopsis sanguisuga</i>	4,13	0	16	1	m
	<i>Helobdella stagnalis</i>	4,13	0	16	1	m
	<i>Piscicola geometra</i>	4,13	0	16	1	m
Isopoda	<i>Asellus aquaticus</i>	2,55	0	1	1	p
	<i>Proasellus coxalis</i>	2,55	0	1	1	p
Lamellibranchiata	<i>Musculium lacustre</i>	5,00	0	16	1	m
	<i>Pisidium amnicum</i>	5,00	0	1	1	p
	<i>Pisidium spec.</i>	5,00	0	1	1	p
	<i>Sphaerium corneum</i>	5,00	0	1	1	p
	<i>Sphaerium spec.</i>	5,00	0	1	1	p
Megaloptera	<i>Sialis fuliginosa</i>	3,26	0	16	1	s
	<i>Sialis lutaria</i>	3,26	0	16	1	s
	<i>Sialis spec.</i>	3,26	0	16	1	s
Odonata	<i>Aeshna cyanea</i>	2,20	0	16	1	s
	<i>Aeshna mixta</i>	2,20	0	16	1	s
	<i>Calopteryx splendens</i>	2,20	0	16	1	s
	<i>Calopteryx virgo</i>	2,20	0	16	1	s
	<i>Ceriagrion tenellum</i>	2,20	0	16	1	s
	<i>Coenagrion puella</i>	2,20	0	16	1	s
	<i>Coenagrion puella/pulchellum</i>	2,20	0	16	1	s
	<i>Coenagrion pulchellum</i>	2,20	0	16	1	s
	<i>Coenagrion spec.</i>	2,20	0	16	1	s
	<i>Cordulegaster boltoni</i>	2,20	0	16	1	s
	<i>Gomphus spec.</i>	2,20	0	16	1	s
	<i>Libellula depressa</i>	2,20	0	16	1	s
	<i>Orthetrum coerulescens</i>	2,20	0	16	1	s
	<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	2,20	0	16	1	m
	<i>Somatochlora metallica</i>	2,20	0	16	1	m
	<i>Sympetrum sanguineum</i>	2,20	0	16	1	m
Oligochaeta	<i>Eiseniella spec.</i>	3,06	0	1	1	p
	<i>Eiseniella tetraedra</i>	3,06	0	1	1	p
	<i>Lumbricidae spec.</i>	3,06	0	1	1	p
	<i>Lumbriculus variegatus</i>	3,06	0	1	1	p
	<i>Oligochaeta spec.</i>	3,06	0	1	1	p
	<i>Tubificidae spec.</i>	3,06	0	16	1	m
Plecoptera	<i>Amphinemura standfussi</i>	1,00	0	16	50	m
	<i>Amphinemura sulcicollis</i>	1,00	0	16	50	m
	<i>Brachyptera risi</i>	1,00	0	16	50	m
	<i>Chloroperla torrentium</i>	1,00	0	16	50	m
	<i>Dinocras cephalotes</i>	1,00	0	1	50	s
	<i>Isoperla goertzi</i>	1,00	0	16	50	m
	<i>Isoperla grammatica</i>	1,00	0	16	50	m
	<i>Isoperla spec.</i>	1,00	0	16	50	m
(wird fortgesetzt)	<i>Leuctra fusca</i>	1,00	0	16	50	m

Ordnung	Art / Artengruppe	<i>s</i>	<i>m</i>	<i>w_r</i>	<i>w_s</i>	Voltinie
Plecoptera (fortgesetzt)	<i>Leuctra nigra</i>	1,00	0	16	50	m
	<i>Leuctra</i> spec.	1,00	0	16	50	s
	<i>Nemoura avicularis</i>	1,00	0	16	50	m
	<i>Nemoura cambrica</i>	1,00	0	16	50	m
	<i>Nemoura cinerea</i>	1,00	0	16	50	m
	<i>Nemoura</i> spec.	1,00	0	16	50	m
	<i>Nemurella picteti</i>	1,00	0	16	50	m
	<i>Perla marginata</i>	1,00	0	16	50	m
	<i>Perlodes microcephalus</i>	1,00	0	16	50	m
	<i>Protonemoura meyeri</i>	1,00	0	16	50	m
	<i>Protonemoura praecox</i>	1,00	0	16	50	m
	<i>Taeniopteryx nebulosa</i>	1,00	0	16	50	m
Trichoptera	<i>Adicella reducta</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Agapetus fuscipes</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Agrypnia varia</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Allogamus auricollis</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Allogamus uncatus</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Anabolia nervosa</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Annitella obscurata</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Athripsodes aterrimus</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Athripsodes bilineatus</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Athripsodes cinereus</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Athripsodes</i> spec.	2,15	0	16	1	m
	<i>Beraea pullata</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Beraeodes minutus</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Chaetopteryx major</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Chaetopteryx villosa</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Drusus annulatus</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Glossosoma conformis</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Glyphotaelius pellucidus</i>	2,15	0	1	1	p
	<i>Goera pilosa</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Halesus digitatus</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Halesus radiatus</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Halesus</i> spec.	2,15	0	16	1	m
	<i>Holocentropus dubius</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Hydropsyche angustipennis</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Hydropsyche instabilis</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Hydropsyche pellucidula</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Hydropsyche saxonica</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Hydropsyche siltalai</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Hydropsyche</i> spec.	2,15	0	16	1	m
	<i>Ironoquia dubia</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Lasiocephala basalis</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Lepidostoma hirtum</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Leptoceridae</i> spec.	2,15	0	16	1	m
(wird fortgesetzt)	<i>Limnephilus auricola</i>	2,15	0	16	1	m

Ordnung	Art / Artengruppe	s	m	w _r	w _s	Voltinie
Trichoptera (fortgesetzt)	<i>Limnephilus binotatus</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Limnephilus bipunctatus</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Limnephilus centralis</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Limnephilus decipens</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Limnephilus extricatus</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Limnephilus flavicornis</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Limnephilus hirsutus</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Limnephilus lunatus</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Limnephilus marmoratus</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Limnephilus rhombicus</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Limnephilus sparsus</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Limnephilus stigma</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Lithax obscurus</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Lype reducta</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Melampophylax mucoreus</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Micropterna lateralis</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Micropterna nycterobia</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Micropterna sequax</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Molanna angustata</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Molannodes tinctus</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Mystacides azurea</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Mystacides longicornis</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Mystacides longicornis/nigra</i>	2,15	0	1	1	p
	<i>Mystacides nigra</i>	2,15	0	1	1	p
	<i>Notidobia ciliaris</i>	2,15	0	1	1	p
	<i>Odontocerum albicorne</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Oecetis testacea</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Oligoplectrum maculatum</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Oxyethira spec.</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Philopotamus ludificatus</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Plectrocnemia conspersa</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Polycentropus irroratus</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Potamophylax cingulatus</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Potamophylax latipennis</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Potamophylax nigricornis</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Potamophylax rotundipennis</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Potamophylax spec.</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Rhyacophila fasciata</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Rhyacophila nubila</i>	2,15	0	16	1	s
	<i>Rhyacophila oblitterata</i>	2,15	0	16	1	s
	<i>Rhyacophila praemorsa</i>	2,15	0	16	1	s
	<i>Rhyacophila pubescens</i>	2,15	0	16	1	s
	<i>Rhyacophila spec.</i>	2,15	0	16	1	s
(wird fortgesetzt)	<i>Rhyacophila tristis</i>	2,15	0	16	1	s

Ordnung	Art / Artengruppe	<i>s</i>	<i>m</i>	<i>w_r</i>	<i>w_s</i>	Voltinie
Trichoptera (fortgesetzt)	<i>Sericostoma flavicorne</i>	2,15	0	16	1	s
	<i>Sericostoma flavicorne/personatum</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Sericostoma personatum</i>	2,15	0	16	1	s
	<i>Sericostoma</i> spec.	2,15	0	16	1	s
	<i>Sericostomatinae</i> spec.	2,15	0	16	1	m
	<i>Silo nigricornis</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Silo pallipes</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Silo</i> spec.	2,15	0	16	1	m
	<i>Stenophylax permistus</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Tinodes rostocki</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Tinodes</i> spec.	2,15	0	16	1	m
	<i>Triaenodes bicolor</i>	2,15	0	16	1	m
Tricladida	<i>Wormaldia occipitalis</i>	2,15	0	16	1	m
	<i>Dendrocoelum lacteum</i>	2,42	0	16	1	m
	<i>Dugesia gonocephala</i>	2,42	0	1	1	p
	<i>Dugesia lugubris</i>	2,42	0	1	1	p
	<i>Dugesia lugubris/polychroa</i>	2,42	0	1	1	p
	<i>Polycelis felina</i>	2,42	0	1	1	p
	<i>Polycelis nigra/tenuis</i>	2,42	0	1	1	p
	<i>Polycelis</i> spec.	2,42	0	1	1	p